

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

GESTION TERRESTRE DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE ET PROCESSUS
BIOPHYSICOCHIMIQUES IMPLIQUÉS

THÈSE
PRÉSENTÉE
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DU DOCTORAT EN SCIENCES DE LA TERRE

PAR
CHRISTOPHE GAMSONRÉ

JUILLET 2014

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

« Suur-suur n pit killa »

Proverbe Mossi

REMERCIEMENTS

Je remercie en premier lieu mon directeur de recherche, M. Alfred Jaouich, pour son soutien indéfectible tout au long de ce projet.

Je remercie Mme Denise Fontaine pour son professionnalisme, sa patience et surtout sa gentillesse hors du commun.

Je remercie M. Gwenael Chamoulaud du Centre de Recherche sur les Nanomateriaux et l'Énergie (NanoQAM) pour son aide dans les analyses de métaux.

Je remercie M. Michel Preda du département des sciences de la Terre et de l'atmosphère pour les analyses FRX/DRX.

Je remercie M. Erwan Gloaguen du Centre Eau Terre Environnement pour sa précieuse contribution aux analyses statistiques.

Je remercie M. Jules Collette, Mme Julie Collette et M. Fafard de Gersol Construction Inc. pour leur amabilité, leur disponibilité et leur confiance tout au long du projet.

Je remercie le centre de recherche en Sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), le Fond de recherche du Québec en nature et technologie (FQRNT) et l'organisme subventionnaire Mitacs pour leur contribution financière.

Enfin, une pensée toute spéciale à ma famille et à ma conjointe, sans lesquels rien de tout cela n'aurait été possible.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	xviii
LISTE DES SYMBOLES, DES ESPÈCES MINÉRALES ET DES SELS	xxii
RÉSUMÉ	i
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I	
ÉTAT DE L'ART	9
1.1 Géochimie sédimentaire.....	9
1.1.1 Bio-physico-chimie de la phase inorganique	10
1.1.2 Bio-physico-chimie de la phase organique.....	13
1.1.3 La phase liquide.....	17
1.2 Notion de <i>polluant</i> : Précision terminologique et conceptuelle.....	17
1.2.1 Les ETM: origine, spéciation, mobilité et biodisponibilité.....	20
1.2.2 Les hydrocarbures	50
1.3 Modélisation de la mobilisation des polluants.....	66
1.3.1 Processus influençant la répartition générale des polluants	66
1.3.2 Conceptualisation théorique.....	67
1.4 Cadre législatif.....	69
1.4.1 Dragage et gestion des sédiments.....	69
1.4.2 Réhabilitation des carrières et sablières	73
1.5 Les techniques de réhabilitation : focus sur le traitement biologique et physicochimique utilisé dans le cadre du projet	74
CHAPITRE II	
MÉTHODOLOGIE.....	78

2.1 Travaux de dragage	78
2.2 Description des cellules d'expérimentation.....	80
2.3 Essais sur les sédiments.....	83
2.4 Approche et stratégie d'échantillonnage des sols/sédiments de dragage	88
2.4.1 Période et fréquence d'échantillonnage.....	88
2.4.2 Contraintes expérimentales et représentativité des résultats	90
2.4.3 Projections statistiques et détermination du nombre d'échantillons à prélever dans les sols/sédiments de dragage à T_1 et T_2	92
2.4.4 Prélèvement des échantillons de sols/sédiments dragage à T_1 et T_2 : mode opératoire.....	95
2.5 Approche et stratégie d'échantillonnage des fluides (eaux de lixiviation).....	98
2.5.1 Fréquence d'échantillonnage des eaux de lixiviation	98
2.5.2 Contraintes expérimentales et représentativité des résultats.	99
2.6 Caractérisation des sols/sédiments de dragage.....	100
2.6.1 Caractérisation <i>environnementale</i> des sols/sédiments de dragage	100
2.6.2 Caractérisation physico-chimique <i>complémentaire</i> des sols/sédiments de dragage.....	106
2.7 Caractérisation du couvert végétal.....	106
2.8 Caractérisation des fluides	107
2.8.1 Caractérisation <i>environnementale</i> des fluides	108
2.8.2 Caractérisation physico-chimique <i>complémentaire</i> des fluides	111
2.9 Analyses statistiques.....	112
2.9.1 Test de distribution des données.....	112
2.9.2 Élimination des valeurs aberrantes	113
2.9.3 Intervalles de confiance d'une moyenne	114
2.9.4 Limite de détection et données «censurées».....	115
2.9.5 Échantillonnage répété : estimation du nombre d'échantillons à prélever... ..	115
2.9.6 Analyses en composante principale (ACP)	116
2.9.7 Analyse de variance -ANOVA-.....	117
2.9.8 Représentativité <i>statistique</i> des résultats	118

CHAPITRE III	
RÉSULTATS ANALYTIQUES.....	119
3.1 Caractérisation initiale (T_0) des sols/sédiments de dragage.....	119
3.1.1 Caractérisation <i>environnementale</i> des sols/sédiments de dragage.....	119
3.1.2 Caractérisation physico-chimique <i>complémentaire</i> des sols/sédiments de dragage.....	124
3.1.3 Analyse en composante principale (ACP) à T_0	131
3.2 Caractérisation intermédiaire $T_0 - T_1$: <i>couvert végétal et eaux de lixiviation</i>	133
3.2.1 Caractérisation <i>environnementale</i> du couvert végétal établi.....	134
3.2.2 Caractérisation <i>environnementale</i> des eaux de lixiviation.....	137
3.2.3 Caractérisation physico-chimique <i>complémentaire</i> des eaux de lixiviation..	149
3.3 Caractérisation T_1 des sols/sédiments de dragage	152
3.3.1 Caractérisation <i>environnementale</i> des sols/sédiments de dragage.....	152
3.3.2 Dosage des hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ et des HAP dans les sols/sédiments de dragage	160
3.3.3 Caractérisation physico-chimique <i>complémentaire</i> des sols/sédiments de dragage.....	165
3.3.4 Analyse en composante principale (ACP) à T_1	167
3.4 Caractérisation <i>environnementale</i> du couvert végétal établi à T_1	169
3.4.1 Dosage des métaux extractibles totaux dans le couvert végétal établi ..	169
3.4.2 Dosage des HAP et des hydrocarbures pétroliers dans le couvert végétal établi.....	169
3.5 Caractérisation intermédiaire $T_1 - T_2$: <i>eau de lixiviation</i>	169
3.5.1 Dosages des métaux extractibles totaux dans l'eau de lixiviation	169
3.5.2 Dosages des HAP et hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ dans l'eau de lixiviation	170
3.6 Caractérisation T_2 des sols/sédiments de dragage	171
3.6.1 Caractérisation <i>environnementale</i> des sols/sédiments de dragage	171
3.6.2 Caractérisation physico-chimique <i>complémentaire</i> des sols/sédiments de dragage.....	181
3.6.3 Analyse en composante principale (ACP) à T_2	181
3.7 Caractérisation de <i>l'eau de lixiviation</i> à $T_2 + 5$ mois.....	183

3.7.1 Caractérisation <i>environnementale</i> de l'eau de lixiviation.....	183
3.7.2 Caractérisation physico-chimique <i>complémentaire</i> des eaux de lixiviation.....	186
CHAPITRE IV	
SYNTHESE ET DISCUSSION	188
4.1 Caractérisation <i>environnementale</i> et <i>physico-chimique</i> des sols/sédiments de dragage.....	188
4.1.1 Concentrations <i>totales</i> et <i>extractibles totales</i> en métaux.....	188
4.1.2 Distribution des ETM et mobilité <i>potentielle</i>	192
4.1.3 Concentrations en ETM : tendance évolutive du <i>système</i> de T ₀ à T ₂	194
4.1.4 Concentrations en ETM : risque écotoxicologique des eaux de lixiviation.....	207
4.1.5 Concentrations en HAP et hydrocarbures pétroliers C ₁₀ C ₅₀ des sols/sédiments de dragage	208
4.1.6 Contaminants organiques : tendances évolutives su système de T ₀ à T ₂	209
4.2 Considération pédologique et évolution géochimique	213
CONCLUSION	214
APPENDICE A	
CRITERES POUR L'EVALUATION DE LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS DU FLEUVES SAINT-LAURENT.....	217
APPENDICE B	
LOCALISATION DES ZONES DE DRAGAGE ET D'ENTREPOSAGE DES SÉDIMENTS.....	219
APPENDICE C	
ÉCHANTILLONNAGE DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE/SOL ET DES FLUIDES (EAUX D'EXHAURE).....	223
APPENDICE D	
PROTOCOLES ANALYTIQUES	228
APPENDICE E	
TABLEAUX DE DONNÉES.....	254
APPENDICE F	
PHOTOGRAPHIES DES BASSINS EXPÉRIMENTAUX ET DES REGARDS ASSOCIÉS	296
BIBLIOGRAPHIE	303

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Différentes fractions constitutives d'un sédiment.....	9
1.2 Effets physico-chimiques de la dégradation de la MO	16
1.3 Apports anthropiques et bruit de fond géochimique.....	18
1.4 Facteurs influençant la distribution des métaux dans un sol.....	21
1.5 Représentation schématique d'un système d'échange eau-sédiment.....	24
1.6 Répartition et mobilité relative des ETM dans les sols et sédiments.....	25
1.7 Schéma conceptuel du devenir des ETM dans un sol/sédiment	26
1.8 Séquence des réactions chimiques et biochimiques relative à l'oxydation des sédiments	28
1.9 Diagramme de prédominance pH/pe : (a) principales phases solides du chrome, (b) espèces aqueuses. $[\text{CrO}_4^{2-}] = 50 \mu\text{M}$	32
1.10 Diagramme de prédominance pH/pe (a) principales phases solides du chrome, (b) principales espèces aqueuses. $[\text{CO}_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite, $[\text{Ca}^{2+}] = 0,10 \text{ mM}$, $[\text{Zn}^{2+}] = 0,20 \text{ mM}$, $[\text{SO}_4^{2-}] = 1 \text{ mM}$, $[\text{Cl}^-] = 1 \text{ mM}$, $[\text{PO}_4^{3-}] = 50 \mu\text{M}$	35
1.11 Diagramme de prédominance pH/pe : (a) principales phases solides du Ni, (b) principales espèces aqueuses du Ni. $[\text{CO}_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite, $[\text{Ca}^{2+}] = 0,10 \text{ mM}$, $[\text{Ni}^{2+}] = 50 \mu\text{M}$, $[\text{SO}_4^{2-}] = 1 \text{ mM}$, $[\text{Cl}^-] = 1 \text{ mM}$	38
1.12 Diagramme de prédominance pH/pe : (a) principales phases solides du chrome, (b) principales espèces aqueuses du chrome. $[\text{CO}_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite, $[\text{Ca}^{2+}] = 0,10 \text{ mM}$, $[\text{Cu}^{2+}] = 20 \mu\text{M}$, $[\text{SO}_4^{2-}] = 1 \text{ mM}$, $[\text{Cl}^-] = 1 \text{ mM}$, $[\text{PO}_4^{3-}] = 50 \mu\text{M}$	41
1.13 Diagramme de prédominance pH/pe : (a) principales phases solides du Pb, (b) principales espèces aqueuses du Pb. $[\text{CO}_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite, $[\text{Ca}^{2+}] = 0,10 \text{ mM}$, $[\text{Pb}^{2+}] = 50 \mu\text{M}$, $[\text{SO}_4^{2-}] = 1 \text{ mM}$, $[\text{PO}_4^{3-}] = 50 \mu\text{M}$	44

1.14 Diagramme de prédominance pH/Eh du Co en milieu aqueux. 10^{-9} M Co (concentration totale) en système fermé à 25°C.....	46
2.1 Localisation des deux parcs nautiques de la Marina de Saurel	79
2.2 Design des cellules expérimentales (mesure en mètres ; échelle non respectée)...	81
2.3 Coupe type des cellules expérimentales	82
2.4 Configuration des regards servant à recueillir l'eau de lixiviation.....	90
2.5 Stratégie d'échantillonnage des sols/sédiments de dragage	97
3.1 Répartition des concentrations moyennes en métaux extractibles totaux par bassin -T ₀ -.....	121
3.2 Répartition des concentrations moyennes (ppm) en : (a) HAP ; (b) C ₁₀ C ₅₀ -T ₀ -	123
3.3 Répartition des espèces minéralogiques et de leur quantité moyenne relative (%)	124
3.4 Comparaison dosage FRX/ICP: Cr, Zn, Ni, Cu, Pb, Cd et Co -T ₀ -	127
3.5 Bassins expérimentaux : profil granulométrique et teneur en matière organique -T ₀ -.....	128
3.6 Comparaison des données multiparamétriques à T ₀ : a) pH ; b) conductivité	130
3.7 T ₀ : a) représentation plane du nuage d'individus; b) représentation des variables actives et supplémentaire	131
3.8 Couvert végétal, 2 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments	135
3.9 Ajout d'intrants et brassage mécanique dans les bassins 4, 5 et 6, 3 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments.....	136
3.10 Concentrations en Zn <i>extractible total</i> (ppm) dans les eaux de lixiviation : a) volume d'eau dans les regards; b) concentration par regard selon la période d'échantillonnage	139
3.11 Concentrations en hydrocarbures pétroliers C ₁₀ C ₅₀ (µg/L) dans les eaux de lixiviation : a) volume d'eau dans les regards; b) concentration par regard selon la période d'échantillonnage	141

3.12 Variation dans la cinétique de la fluorescence chlorophyllienne chez <i>L. Gibba</i> exposée 72h à 8 ppm, 15 ppm et 20 ppm de $ZnSO_4$	144
3.13 Évolution -sur 72h- de l'efficacité du transfert d'électrons vers les quinones pour <i>Lemna gibba</i> : a) adaptée à l'obscurité (F_v/F_M) ; b) adaptée à la lumière (F'_v/F'_M)	145
3.14 Variation dans la cinétique de la fluorescence chlorophyllienne chez <i>L. Gibba</i> exposée 72h à 2,9 ppm (regard 2), 1 ppm (regard 3), 1 ppm (regard 4), 1 ppm (regard 5), 1,1 ppm (regard 6) de Zn extractible total	147
3.15 Évolution -sur 72h- de l'efficacité du transfert d'électrons vers les quinones pour <i>lemna gibba</i> : a) adaptée à l'obscurité (F_v/F_M) ; b) adaptée à la lumière (F'_v/F'_M).	148
3.16 pH et conductivité de l'eau de lixiviation à D + 3 mois et D + 7 mois	150
3.17 Tendances évolutives -Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux entre T_0 et T_1 : a) bassin 2 ; b) bassin 3.....	155
3.18 Tendances évolutives -Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux entre T_0 et T_1 : a) bassin 4; b) bassin 5; c) bassin 6.....	158
3.19 Tendances évolutives des concentrations en HAP et hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ de T_0 à T_1 (essais sans intrants): a) bassin 2 ; b) bassin 3.....	161
3.20 Concentrations en HAP à D + 6 jours et D + 14 mois (essais avec intrants): a) bassin 4 ; b) bassin 5 ; c) bassin 6.....	163
3.21 Tendances évolutives des concentrations en hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ de T_0 à T_1 (essais avec intrants): a) bassin 4; b) bassin 5; c) bassin 6.....	164
3.22 Données multiparamétriques par bassin à D + 6 jours et D + 14 mois: a) pH ; b) conductivité	166
3.23 T_1 a) représentation plane du nuage d'individus; b) représentation des variables actives et supplémentaires	168
3.24 Distribution des ETM dans les bassins 2 et 3	173
3.25 Distribution des ETM dans les bassins 4 et 5	174
3.26 Distribution des ETM dans le bassins 6.....	175
3.27 Concentrations moyennes en hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ à D + jours, D + 14 mois et D + 19 mois.....	176

3.28 Concentrations moyennes en HAP à D + 6 jours, D + 14 mois et D + 19 mois: a) bassin 2; b) bassin 3; c) bassin 4	178
3.29 Concentrations moyennes en HAP à D + 6 jours, D + 14 mois et D + 19 mois : a) bassin 5; b) bassin 6.....	179
3.30 T ₂ : a) représentation plane du nuage d'individus; b) représentation des variables actives et supplémentaires.....	182
3.31 Variation dans la cinétique de la fluorescence chlorophyllienne chez <i>L. Gibba</i> exposée 72h à l'eau de lixiviation des regards 1, 2, 3, 4, 5 et 6 (exempt de contamination)	184
3.32 Évolution -sur 72h- de l'efficacité du transfert d'électrons vers les quinones pour <i>Lemna gibba</i> : a) adaptée à l'obscurité (F _V /F _M) ; b) adaptée à la lumière (F' _V /F' _M).....	185
3.33 Données multiparamétriques à D + 4 mois, D + 7 mois et D + 24 mois : a) pH ; b) conductivité.....	187
4.1 Tendances évolutives des concentrations <i>extractibles totales</i> en Cr _{tot} , Cu et Ni de T ₀ à T ₂	195
4.2 Tendances évolutives des concentrations <i>extractibles totales</i> en Co, Zn et Pb de T ₀ à T ₂	196
4.3 Évolution du pH des sols/sédiments de dragage de T ₀ à T ₂	198
4.4 Tendances évolutives de la conductivité des sols/sédiments de dragage de T ₀ à T ₂	200
4.5 Répartition des concentrations en Na ₂ O, K ₂ O, CaO et MgO dans les sols/sédiments de dragage	201
4.6 Tendances évolutives des concentrations en Zn dans les différents regards de D +4 mois à D + 24mois	204
4.7 Tendances évolutives du pH de de la conductivité dans les différents regards de D + 4 mois à D + 24 mois.....	205
4.8 Tendances évolutives des concentrations en hydrocarbures pétroliers C ₁₀ C ₅₀ ...	210
B.1 Zone de dragage des sédiments AB -parc nautique fédéral-	220
B.2 Zone de dragage des sédiments< A -parc nautique de Sorel-	221

B.3 Site de mise en dépôt et d'assèchement des sédiments.....	222
C.1 Chronogramme de l'échantillonnage des sols/sédiments de dragage	224
D.1 Diagramme conceptuel de l'ICP-AES	230
D.2 Principe de fonctionnement du GC-FID	235
D.3 Principe de la spectrométrie de fluorescence X.....	238
D.4 Principe de la diffractométrie rayon X.....	240
D.5 Chloroplaste et structure interne	251
D.6 Cinétique de fluorescence modulée mesurée à l'aide d'un fluorimètre PAM	252
F.1 Planche en bois utilisée pour recouvrir les regards	297
F.2 Conditions hydromorphes à T_0	298
F.3 Établissement du couvert végétal à T_1	299
F.4 Sédiments et couvert végétal à T_2	300
F.5 Pneu retrouvé dans le bassin expérimental n° 5.....	301
F.6 Débris métalliques dans le bassin expérimental n° 6	302

LISTE DES TABLEAUX

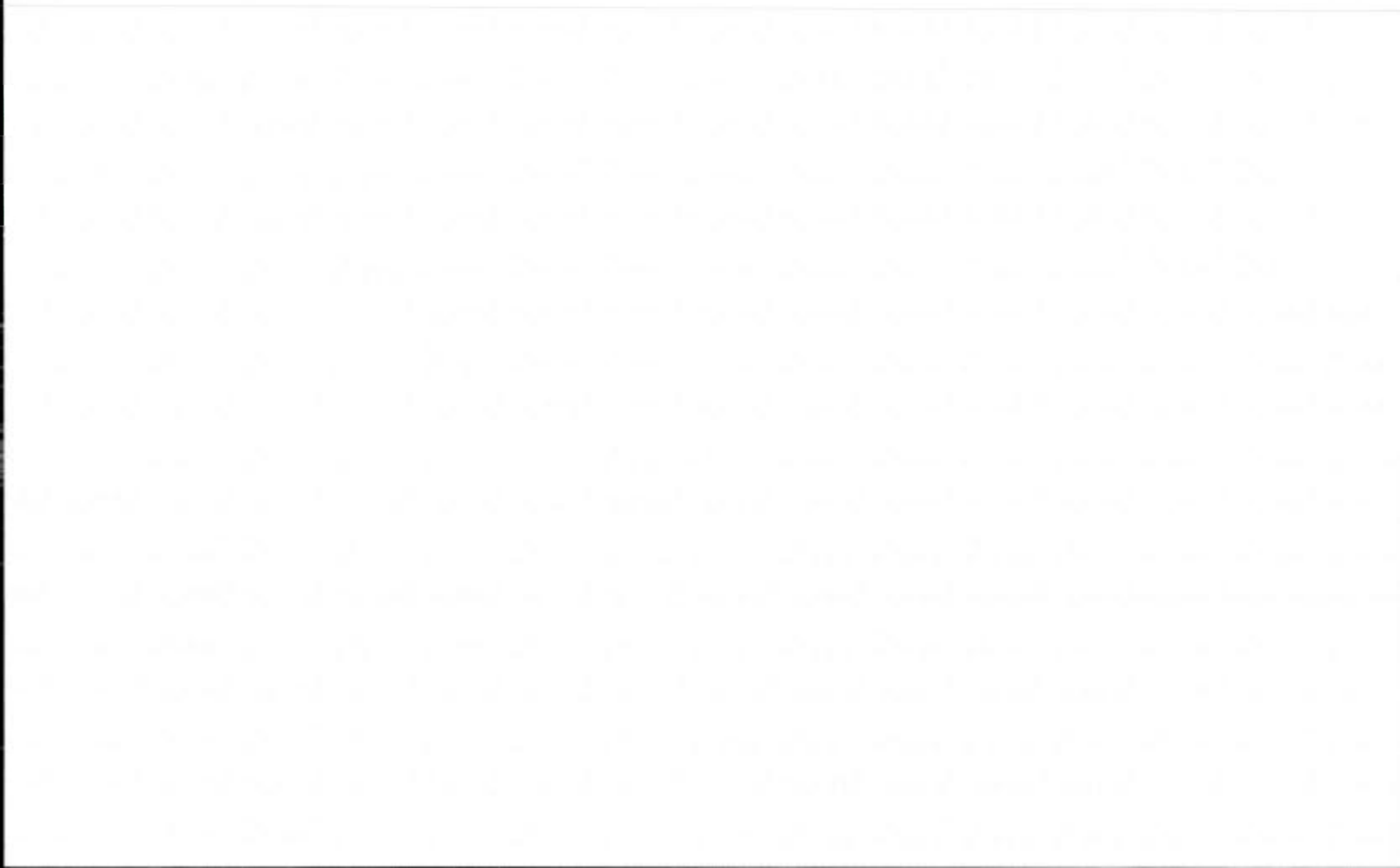
Tableau	Page
1.1 Composition élémentaire d'acides humiques purifiés.....	15
1.2 Effets du pH et du potentiel redox sur la mobilité du Cr, Zn, Ni, Cu, Co, Pb et Mn.....	22
1.3 Utilisation actuelle courante du Cu, Zn, Ni, Co, Cr et Pb dans l'industrie	23
1.4 Principales formes de chrome recensées dans les sédiments	30
1.5 Espèces minérales et/ou sels formés de zinc potentiellement présent dans les sédiments	33
1.6 Espèces minérales et/ou sels formés de Ni potentiellement retrouvés dans les sédiments	36
1.7 Espèces minérales formées de cuivre potentiellement présentes dans les sédiments	39
1.8 Espèces minérales formées de plomb potentiellement présentes dans les sédiments	42
1.9 Composés/sels formés de cobalt potentiellement présents dans les sédiments....	47
1.10 Différences minéralogiques entre physils post glaciaires et sédiments préindustriels	49
1.11 Toxicité aigüe chez le crustacé zooplanctonique <i>Daphnia magna</i> de certains n-alcanes	52
1.12 Métabolites issus de la dégradation des alcanes par <i>Pseudomonas</i>	53
1.13 Toxicité aigüe chez le crustacé zooplanctonique <i>Daphnia magna</i> de certains cyclo-alcanes	54
1.14 Liste des 16 HAP classés prioritaires par l'US-EPA.....	56
1.15 Synthèse des informations relatives au paramètre $T_{1/2}$ des HAP en présence dans la matrice étudiée - Eaux milieu aérobie et anaérobie.....	58

1.16 Synthèse des informations relatives au paramètre $T_{1/2}$ des HAP en présence dans la matrice étudiée - Sols milieu aérobie et anaérobie	59
1.17 Métabolites de la dégradation du phénanthrène par voie bactérienne	61
1.18 Métabolites de la dégradation du phénanthrène par voie fongique	62
1.19 Métabolites -connus- de dégradation des HAP lourds, associés aux sédiments dragués	64
1.20 Caractéristiques physico-chimiques des polluants organiques et inorganiques... ..	66
1.21 Grille de gestion des sols contaminés excavés	72
1.22 Liste des techniques de réhabilitation	74
2.1 Propriétés physico-chimiques du fumier utilisé.....	86
2.2 Caractéristiques physico-chimiques de la chaux utilisée.....	87
2.3 Nombre d'échantillons -n- à prélever pour estimer la moyenne d'un paramètre donné, avec un seuil de confiance et un degré de précision prédéfini.....	93
3.1 Métabolites identifiés dans les différents bassins expérimentaux	180
A.1 Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce	218
C.1 Nombre d'échantillons requis -pour l'analyse des ETM- considérant l'hétérogénéité T_0 des bassins expérimentaux : $\alpha=95\%$, $d=10\%$	225
C.2 Nombre d'échantillons requis -pour l'analyse des organiques- considérant l'hétérogénéité $-T_0-$ des bassins expérimentaux : $\alpha=95\%$, $d=25\%$	226
D.1 Préparation du milieu de culture <i>Lemna gibba</i>	247
D.2 Préparation des solutions à 8 ppm, 15 ppm et 20 ppm à partir de la solution stock	248
D.3 Répartition des milieux de culture sur la microplaque	249
D.4 Répartition des milieux de culture sur la microplaque.	250
E.1 Concentrations en métaux dissous dans les piézomètres.....	255
E.2 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 1 (témoin) $-T_0-$	256

E.3 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 2 -T ₀ -	257
E.4 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 3 -T ₀ -	258
E.5 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 4 -T ₀ -	259
E.6 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 5 -T ₀ -	260
E.7 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 6 -T ₀ -	261
E.8 Concentrations moyennes en C ₁₀ C ₅₀ et HAP dans le bassin 1 (témoin) -T ₀	262
E.9 Concentrations moyennes en C ₁₀ C ₅₀ et HAP dans le bassin 2 -T ₀ -.....	263
E.10 Concentrations moyennes en C ₁₀ C ₅₀ et HAP dans le bassin 3 -T ₀ -.....	264
E.11 Concentrations moyennes en C ₁₀ C ₅₀ et HAP dans le bassin 4 -T ₀ -.....	265
E.12 Concentrations moyennes en C ₁₀ C ₅₀ et HAP dans le bassin 5 -T ₀ -.....	266
E.13 Concentrations moyennes en C ₁₀ C ₅₀ et HAP dans le bassin 6 -T ₀ -.....	267
E.14 Résultats FRX	268
E.15 Concentration (mg.l ⁻¹) en métaux extractibles totaux dans les eaux de lixiviation : a) 4 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments ; b) 6 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments	269
E.16 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 2 -T ₁ -.....	270
E.17 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 3 -T ₁ -	271
E.18 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 4 -T ₁ -.....	272
E.19 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 5 -T ₁ -.....	273
E.20 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 6 -T ₁ -.....	274

E.21 Dosage du lixiviat (ppm) - SPLP- : a) bassin 2; b) bassin 3 -Toutes Zones Confondues-.....	275
E.22 Dosage du lixiviat (ppm) -SPLP- : a) bassin 4; b) bassin 5 -Toutes Zones Confondues-.....	276
E.23 Dosage du lixiviat (ppm) -SPLP- : bassin 6	277
E.24 Analyse granulométrique et teneur en matière organique -Toutes Zones Confondues- des bassins expérimentaux : a) bassin 1; b) bassin 2 ; c) bassin 3	278
E.25 Analyse granulométrique et teneur en matière organique -Toutes Zones Confondues- des bassins expérimentaux : a) bassin 4 ; b) bassin 5 ; c) bassin6.	279
E.26 Données multiparamétriques -pH etconductivité- : a) bassin 1; b) bassin 2; c) bassin 3	280
E.27 Données multiparamétriques -pH et conductivité- : a) bassin 4; b) bassin 5; c) bassin 6	281
E.28 Tendances évolutives des concentrations en Zn extractible total entre T ₁ et T ₂ , dans les regards	282
E.29 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 2 -T ₂ -.....	283
E.30 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 3 -T ₂ -	284
E.31 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 4 -T ₂ -	285
E.32 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 5 -T ₂ -	286
E.33 Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 6 -T ₂ -	287
E.34 <i>Tendances</i> évolutives (T ₀ à T ₂) -Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux dans le bassin 2 : a) surface (0-15 cm); b) subsurface (15-30 cm)	288
E.35 <i>Tendances</i> évolutives (T ₀ à T ₂) -Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux dans le bassin 3 : a) surface (0-15 cm); b) subsurface (15-30 cm)	289

E.36 <i>Tendances évolutives</i> (T_0 à T_2) -Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux dans le bassin 4 : a) surface (0-15 cm); b) subsurface (15-30 cm).....	290
E.37 <i>Tendances évolutives</i> (T_0 à T_2) -Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux dans le bassin 5 : a) surface (0-15 cm); b) subsurface (15-30 cm).....	291
E.38 <i>Tendances évolutives</i> (T_0 à T_2) -Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux dans le bassin 6: a) surface (0-15 cm); b) subsurface (15-30 cm).....	292
E.39 <i>Tendances évolutives</i> (T_0 à T_2) -Toutes Zones Confondues- du pH et de la conductivité en surface (0-15 cm) et en subsurface (15 -30 cm), dans les bassins 1 et 2.....	293
E.40 <i>Tendances évolutives</i> (T_0 à T_2) -Toutes Zones Confondues- du pH et de la conductivité en surface (0-15 cm) et en subsurface (15 -30 cm), dans les bassins 3 et 4	294
E.41 <i>Tendances évolutives</i> (T_0 à T_2) -Toutes Zones Confondues- du pH et de la conductivité en surface (0-15 cm) et en subsurface (15 -30 cm), dans les bassins 5 et 6.....	295



LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACP	Analyse en composante principale
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie
ASTM	<i>American society for testing and materials</i>
ATSDR	<i>Agency for toxic substances and disease registry</i>
ASAE	American Society of Agricultural Engineers
AVS	<i>Acid Volatiles Sulphides</i>
B	Bassin expérimental
Bact.	Bactéries
BAPE	Bureau d'audiences publiques sur l'environnement
B _{extract}	Bouteille d'extraction
BPA	Bisphénol A
BPC	Biphényles polychlorés
BRGM	Bureau de recherches géologiques et minières
BTEX	Benzène, toluène, éthylbenzène, xylène
CA	Certificat d'autorisation
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CEF	Concentration d'effets fréquents
CEO	Concentration d'effets occasionnels
CEP	Concentration produisant un effet probable
CEQSQ	Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec
CER	Concentration d'effets rares
CIRAD	Centre de coopération International en recherche Agronomique pour le Développement.
CO	Carbone organique

COC	Carbone organique colloïdal
COD	Carbone organique dissous
COP	Carbone organique particulaire
COT	Carbone organique total
CRREUD	Critères pour rejet dans le réseau d'égout unitaire domestique
CRREP	Critères pour rejet dans le réseau d'égout pluvial
CRS	<i>Chromium Reductible Sulfur</i>
CSE	Concentration seuil produisant un effet
C _{SPE}	Cartouche d'extraction en phase solide
CSS	Comité de concertation suivi Saint-Laurent
CV	Coefficient de variation
D	Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments
DEHP	Di-2-EthylHexylPhtalate
DOER	Dredging Operations and Environmental Research
DRX	Diffraction Rayon X
ETM	Éléments traces métalliques
Extract. Tot.	Extractible total
FID	Détecteur à ionisation de flamme
FRX	Fluorescence Rayon X
GC	Chromatographie en phase gazeuse
GÉODE	Groupe d'étude et d'observation sur le dragage et l'environnement
GTC	Gestion des terrains Contaminés
HAM	Hydrocarbures aromatiques monocycliques
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
ICP-AES	<i>Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry</i>
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IS	Indice de saturation
K _d	Coefficient de partage eau-sol

K _{oc}	Coefficient de partage carbone organique-eau
K _{ow}	Coefficient de partage eau-octanol
LEDCE	Lieu d'enfouissement de débris de construction et de démolition
MAS	Ministère des affaires sociales et de la santé (France)
MDDEFP	Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (du Québec)
MDDEP	Ministère du développement durable de l'environnement et des parcs du Québec)
MES	Matières en suspension
MO	Matière organique
MS	Spectromètre de masse
PAM	<i>Pulse-amplitude modulation</i>
PBDE	Polybromodiphényléthers
PCB	Polychlorobiphényle
PI	Photosystème I
PII	Photosystème II
PPSRTC	Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés
R	Regard
RDS	Règlement sur les déchets solides
RECORD	Recherche coopérative sur les déchets et l'environnement
REIMR	Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles
REIMR	Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles
RESC	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
RESC	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
RMD	Règlement sur les matières dangereuses
SH	Substances humiques

T ₀	Premier échantillonnage des sols/sédiments de dragage
T ₁	Deuxième échantillonnage des sols/sédiments de dragage
T ₂	Troisième et dernier échantillonnage des sols/sédiments de dragage
T _{1/2}	Temps de demi-vie
TCDD	Tétrachlorodibenzo-p-dioxine
TV	Taux de variation
TZC	Toutes zones confondues
V _{1conc.}	Concentration volume 1
V _{2conc.}	Concentration volume 2

LISTE DES SYMBOLES, DES ESPÈCES MINÉRALES ET DES SELS

$(\text{CaCrO}_4)\text{Al}_2\text{O}_3(\text{CaO})_3 \cdot 15\text{H}_2\text{O}$	Hydrocalumnite(Cr)
(g)	Gazeux
[]	Concentration
$[\text{Ni}(\text{H}_2\text{O})_6](\text{NO}_3)_2$	Nitrate de nickel
$5\text{Fe}_2\text{O}_3, 9\text{H}_2\text{O}$	Ferrihydrite
Al	Aluminium
aq	Aqueux
As	Arsenic
Ca	Calcium
$\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{12}(\text{CrO}_4)_3 \cdot 26\text{H}_2\text{O}$	Ettringite(Cr)
$\text{CaSO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$	Sulfate de calcium hydraté
CH_2Cl_2	Dichlorométhane
Co	Cobalt élémentaire
$\text{Co} \cdot x\text{H}_2\text{O}_4\text{S}$	Cobalt-acide sulfurique
Co_3S_4	Linnéite
CoAs_2	Smaltite
CoCl_2	Dichlorure de cobalt
CoS_2	Cobaltite
Cr	Chrome
cr	Cristallisé
Cr_2O_3	Eskolaite
Cu	Cuivre

$\text{Cu}_2(\text{OH})_3\text{Cl}$	Atacamite
$\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$	Malachite
Cu_2O	Cuprite
Cu_2S	Chalcocite
$\text{Cu}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$	Azurite
Cu_5FeS_4	Bornite
CuFeS_2	Chalcopyrite
CuO	Ténorite
CuS	Covellite
d	Degré de précision
Eh	Potentiel redox
$\text{Fe}_3\text{Ni}_9\text{S}_8$	Pentlandite
Fe	Fer
FeCr_2O_4	Chromite
$\text{FeS}_{\text{amorphe}}$	Sulfure de fer amorphe
H	Hydrogène
H_2SO_4	Acide sulfurique
HCl	Acide chlorhydrique
HF	Acide fluorhydrique
HNO_3	Acide nitrique
K	Potassium
$\text{KFe}_3(\text{CrO}_4)_2(\text{OH})_6$	Jarosite(Cr)
Mg	Magnésium
$\text{MgSO}_4, 7\text{H}_2\text{O}$	Epsomite
Mn	Manganèse
MnO_2	Birnessite
n	Nombre d'échantillon
Na	Sodium
Na_2SO_4	Sulfate de sodium

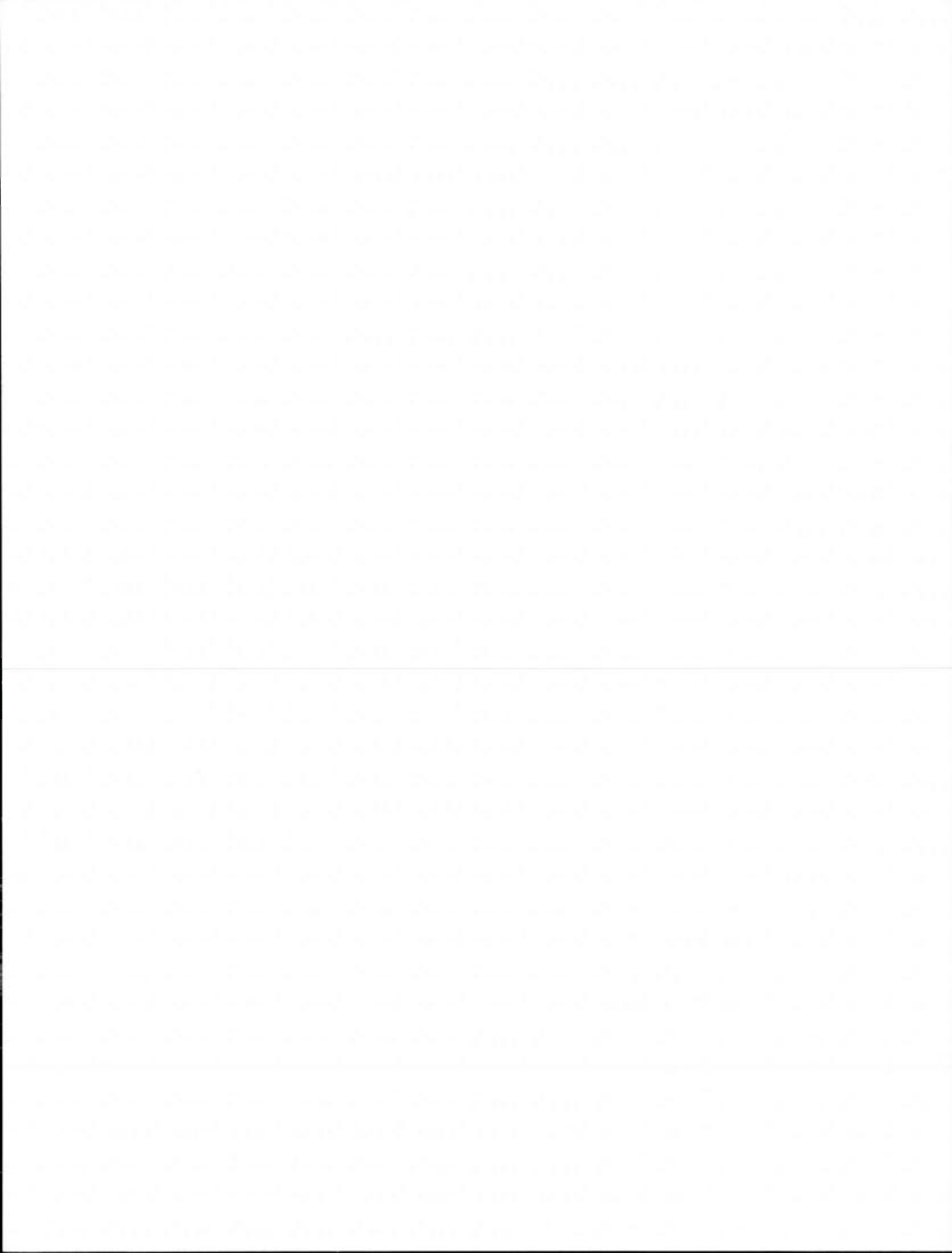
Ni	Nickel
NiCl_2	Chlorure de nickel
NiCO_3	Carbonate de nickel
NiO	Bunsenite
NiS	Millerite
NiS_2	Vaesite
$\text{NiSO}_4(\text{H}_2\text{O})_6$	Sulfate de nickel
O	Oxygène
P	Phosphore
Pb	Plomb
$\text{Pb}(\text{OH})_2$	Hydroxyde de plomb
$\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$	Hydrocerussite
PbCO_3	Cerussite
PbCrO_4	Crocoite
PbO	Litharge
PbS	Galène
PbSO_4	Anglésite
pe	Activité des électrons
S^{2-}	Sulfure
S_2^{2-}	Bisulfure
$\text{S}_2\text{O}_{(g)}$	Disulfuroxyde
$\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$	Thiosulfate
$\text{S}_2\text{O}_4^{2-}$	Dithionite
Se	Selenium
Si	Silicium
S_n^{2-}	Polysulfure
$\text{SO}_{(g)}$	Monoxyde de soufre
$\text{SO}_{2(g)}$	Dioxyde de soufre
$\text{SO}_{3(g)}$	Trioxyde de soufre

SO_3^{2-}	Sulfite
SO_4^{2-}	Sulfate
Ti	Titane
wt%	Teneur en eau
Zn	Zinc
$\text{Zn}(\text{OH})_2$	Hydroxyde de zinc
ZnCO_3	Smithsonite
ZnO	Zincite
ZnS	Sphalérite
ZnSO_4	Sulfate de zinc
$\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$	Hématite
$\alpha\text{-FeOOH}$	Goethite
α :	Forme allotropique ou seuil de confiance

RÉSUMÉ

Le maintien d'un niveau d'eau adéquat dans les marinas constitue une véritable problématique socio-économique (Comtois et Slack, 2011) : des curages d'entretien - de *sédiments potentiellement contaminés*- sont fréquemment effectués afin de ne pas entraver la circulation des voies navigables. S'il est commun d'entendre que le *dragage* et le *dépôt terrestres* des sédiments créent des conditions favorables au relargage des éléments traces métalliques (ETM), quelle est la magnitude *réelle* de ces effets ? Dans le cadre de ce projet de recherche, les sédiments dragués affichent une contamination en ETM (Cr, Zn, Ni, Cu, Co, Pb), hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀ et HAP (benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, benzo(b,j,k)fluoranthène, chrysène, fluoranthène, pyrène, phénanthrène). En l'occurrence l'objectif directeur de cette étude est de caractériser les *tendances dans le temps*, en terme d'évolution de la charge polluante associée aux sédiments. Ceci en fonction du changement naturel (sédiments dragués puis transférés d'un milieu fluvial *semi-réducteur* à un milieu terrestre *oxydant*) ou induit (ajout de chaux, fumier de cheval et brassage mécanique) des conditions physico-chimiques. Chacun des *bassins expérimentaux* est relié à un regard permettant de recueillir l'eau d'exhaure. A terme (2 ans après le début de l'expérimentation), le Zn est le seul élément dosé en quantité *significative* dans l'eau de lixiviation. Les concentrations en ETM n'ont pas varié de façon *significative* dans les sols/sédiments indépendamment de l'ajout ou de l'absence d'intrants. En ce qui concerne les HAP, l'identification de métabolite du pyrène et fluoranthène -dans *tous les bassins*- est une preuve que le processus de *biodégradation* est enclenché. Quant aux hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀, ils voient leur concentration diminuer dans les bassins *avec* ajout d'intrants.

Mots clés : Sédiments; dragage; dépôt terrestre; ETM; HAP; C₁₀C₅₀; biodégradation



INTRODUCTION

L'économie est désormais mondialisée; le transport maritime constitue, en ce sens, un véritable levier de croissance pour les états bénéficiant d'un accès sur les grands axes fluvio-marins. En témoigne la massification du fret mondiale: plus de 8 milliards de tonnes de cargaisons transportées par voie maritime océanique en 2008, soit 3 fois plus que dans les années 70 (Comtois et Slack, 2011). Dans cette perspective, le maintien d'un niveau d'eau adéquat tout le long de ces «corridors commerciaux » est capital.

Le Saint-Laurent, pourtant considéré comme sous utilisé si l'on en croit le rapport «Études et recherches en transport» produit en 2011 par le Ministère des Transports du Québec, n'échappe pas à cet état de fait. Déjà en 2003, on estimait à 450 000 m³ le volume moyen des sédiments excavés chaque année (DDH environnement Ltée, 2003 cité dans Rieussec, 2008) sur l'ensemble du fleuve.

Au niveau du port de Sorel Tracy (marina Saurel) -notre secteur particulier d'étude-, l'ouverture de la rivière Richelieu sur le fleuve Saint-Laurent à l'entrée du Lac Saint-Pierre provoque une perte de charge hydraulique. Conséquence de «l'élargissement du réseau hydrographique» (Lafond, 2010), cette diminution du débit est responsable d'un envasement excessif et récurrent : des curages annuels équivalant à 13 663 m³ de sédiments sont nécessaires pour permettre le passage des plus gros navires (MDDEP, 2004).

Dans cette zone, les opérations de dragage, autrefois de responsabilité *fédérale*, incombent depuis 1988, aux gestionnaires *du port de Sorel-Tracy*.

Au début des années 1990, la crise économique qui sévit dans la région oblige les dirigeants à interrompre l'entretien des chenaux. Résultat : 100 000 m³ de sédiments

accumulés doivent être impérativement dragués entre 2002 et 2006, afin que le port demeure fonctionnel (Prud'homme et Brochu, 2008).

Ces sédiments sont caractérisés comme étant silto-argileux avec une contamination faible à modéré en éléments trace métalliques -Cr, Cu, Ni, Pb, Zn- (ETM), en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), en biphényles polychlorés (BPC) ainsi qu'en hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ (Enviram, 2003). Fait important : le matériel classé > A¹ est astreint à l'assèchement avant tout acheminement vers un quelconque lieu de dépôt final. En fin de processus, les sédiments préalablement catégorisés B²-C³ font l'objet d'une nouvelle caractérisation. L'estimation de la charge polluante est revue à la baisse : ils sont dès lors classifiés A-B. Le changement physico-chimique induit aurait donc influé sur la concentration des contaminants en présence.

Même si l'opération est un succès, elle pose tout de même la question de la mobilité et de la biodisponibilité des polluants associés, mais également des possibilités de gestion *post - dragage* d'une telle quantité de matériel remanié. Dans ce cas de figure précis, 70% du matériel excavé (plage A-B) est utilisé comme matériel de recouvrement dans le lieu d'enfouissement sanitaire de Saint-Pierre-de-Sorel. Les 30 autres pour cent (< A) servent de talus architecturaux ou encore à la reconstitution d'un marais, dans le cadre du projet Ecomonde du Lac Saint Pierre (Prud'homme et Brochu, 2008).

D'un point de vue législatif au Québec, les opérations de dragage sont soumises, en amont, à l'obtention d'un certificat d'autorisation selon la section IV de la *loi sur la*

¹ : Le critère A correspond aux teneurs de fond pour les substances inorganiques et aux limites de quantifications pour les substances organiques (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999).

² : Le critère B correspond au seuil limite acceptable pour les terrains à usage résidentiel, récréatif et institutionnel (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999)

³ : Le critère C correspond au seuil limite acceptable pour les terrains à usage commerciale ou industriel (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999)

qualité de l'environnement (L.R.Q, c. Q-2). Ceci permettant d'évaluer l'ensemble des impacts environnementaux potentiels. Par la suite, *le projet de loi 72 modifiant la loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains*, établit les conditions relatives à la réhabilitation du matériel. Les critères définis s'avalisent sur des considérations biophysico-chimiques, mais intègrent également les spécificités géochimiques du fleuve Saint-Laurent (Lafond, 2010). En témoignent les «critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments» (Environnement Canada et MDDEP, 2007), résultat de l'entente gouvernementale Canada - Québec sur le Saint-Laurent (Le plan Saint-Laurent).

L'impact anthropique aux alentours des installations portuaires n'est plus à démontrer. Les activités, qu'elles soient industrielles, agricoles ou même de plaisance (p.ex. : activités nautiques) génèrent différents types de contaminant (Tran, 2009), communément classés selon deux grands groupes (Yvon, 2010): (1) les polluants organiques (HAP, C₁₀-C₅₀, BPC...) et (2) les polluants inorganiques (métaux).

S'adsorbant aisément à la surface des particules en suspension, ils sont, *via* le processus de sédimentation, incorporés progressivement dans le matériel sédimentaire. Ces dépôts particuliers constituent donc un «puits d'accumulation» pour les polluants dans le milieu aquatique; ils sont à la fois siège et vecteur de pollution (Ahlf et Forstner, 2001). En effet, peu remobilisables une fois associé aux sédiments, un changement des conditions physico-chimiques peut, cependant, permettre aux contaminants d'exprimer leur toxicité (Bonnet, 2000; Zoumis *et al.*, 2001). D'après Forstner et Westrich (2005), la masse sédimentaire contaminée va potentiellement migrer ou être remise en suspension, lors notamment de tempêtes et de fortes marées.

Les activités de dragage, de par la nature même des opérations, semblent amplifier le phénomène : le changement induit du potentiel redox est susceptible de favoriser le relargage des ETM sous forme dissoute (Elijah, Gbolagade et Abah, 2008).

Dans l'absolu, toute technique qui interfère avec un processus naturel en modifie *ipso facto* les caractéristiques (GEODE, 2012). Le dragage a certes un effet, mais quelle en est la magnitude ?

En 2003, 90% des sédiments dragués annuellement dans le système hydrique du Saint-Laurent étaient redéposés dans le milieu aquatique. De nombreuses perturbations de la qualité de l'eau ainsi que du milieu benthique et ichtyen ont été recensées: bioaccumulation au niveau des branchies et des gonades de certains bivalves (p.ex.: l'huitre *Crassostrea gigas*), inhibition de croissance chez les phytoplanctons... (Zegmout *et al.*, 2011). De ce fait, le dépôt terrestre apparaît comme une solution alternative de plus en plus plébiscitée par les instances en charge de la gestion des ressources halieutiques (Rieussec, 2008).

Une fois dragués, les sédiments sont considérés comme des sols et sont dès lors assujettis à la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* -PPSRTC- (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999). Le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) propose différentes options de gestion allant du traitement, à l'enfouissement en passant par la valorisation, dépendamment de la plage de contamination du matériel excavé.

En 2001, l'entrée en vigueur du *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés* -RESC- (RRQ, c Q-2, r 18), modifie le *modus operandi* entourant la gestion des terrains contaminés (Rieussec, 2008). Des valeurs limites, supérieures au critère C, fixent les concentrations au-dessus desquelles l'enfouissement des sols n'est plus acceptable (cf. annexe I de la RESC). Le volume des sols confinés diminue alors de 40% en 4 ans, pour atteindre 20% en 2005.

Cinq ans plus tard, en 2006, l'adoption du *Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles* -REIMR- (c. Q- 2, r. 19) permet de confiner les sols classés $\leq B$ selon la PPSRTC, dans un lieu d'enfouissement de débris de construction et de démolition -LEDCE-. En terme de comparaison, les critères définis

pour le recouvrement des matières résiduelles sont eux, beaucoup plus sévères : une conductivité hydraulique minimale de 1×10^{-4} cm/s et moins de 20 % en poids de particule d'un diamètre inférieur ou égal à 0,08 mm sont exigés. Conséquence directe, le volume des sols enfouis augmente de 19%, pour passer à 39 % en 2010. Sur ces 39%, 46% ont un niveau de contamination $< C$ (Hébert et Bernard, 2013) ⁴.

Les sédiments dragués dans le cadre de ce projet de recherche ont précisément un niveau de contamination $< C$ (plage A-B pour les ETM et les HAP, plage B-C pour les hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$).

En l'occurrence -conformément à la *grille de gestion des sols contaminés excavés intérimaires*- les sols/sédiments de dragage peuvent être (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999) :

pour la plage A-B :

1. utilisés comme remblai sur les terrains commerciaux, industriels ou résidentiels à condition de ne pas «*augmenter la contamination du terrain récepteur*» (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999) ;
2. utilisés comme matériel de recouvrement *journalier* ou *final*⁵ dans les lieux d'enfouissement sanitaire (LES) ;

pour la plage B-C :

1. décontaminés dans centre autorisé, reconnu par le MDDEP ;
2. utilisés comme remblai sur les terrains commerciaux ou industriels, à condition de ne pas «*augmenter la contamination du terrain récepteur*» (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999) ;
3. utilisés comme matériel de recouvrement *journalier* dans les LES.

⁴ : Les chiffres présentés dans l'ensemble du paragraphe considèrent uniquement l'option traitement ou enfouissement. Ces statistiques sont issues du Service des lieux contaminés et des matières dangereuses de la Direction des matières résiduelles et des lieux contaminés du MDDEFP.

⁵ : «*à condition qu'il soit recouvert de 15cm de sol propre*» (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999).

Le présent projet de recherche sous-tend que les options dont dispose l'industrie, pour gérer les sédiments dont le niveau de contamination est $< C$ sont trop limités.

Et ce dû à un manque d'étude sur : (1) la distribution des contaminants dans la matrice sédimentaire et (2) le devenir des polluants associés aux sédiments dragués et entreposés *sous condition naturelle*.

Sous la forme d'une thèse *industrielle* le partenariat UQAM/GERSOL Construction Inc. (compagnie spécialisée en génie civil dans la municipalité de Saint-Roch-de-Richelieu) s'attelle à affiner la compréhension des mécanismes inhérents au dragage et à l'entreposage terrestre des sédiments.

Le projet -soutenu par le programme BMP-Innovation les trois premières années, puis par l'organisme subventionnaire Mitacs la dernière année- s'est articulé autour de 5 blocs de stage durant lesquels plus de 50% du temps ont été passés dans l'entreprise partenaire.

À noter que l'ensemble des opérations (dragage, entreposage, expérimentation) est «chapeauté» en amont par le MDDEP, conformément aux certificats d'autorisation (CA) n° 7610-16-01-0995304400777048 et n° 1262.

Une fois l'innocuité des sédiments de dragage $< C$ prouvé, une avenue possible serait de les réutiliser comme matériel de comblement des sablières en fin de vie de GERSOL Construction Inc. D'autant plus que le *Règlement sur les carrières et sablières* (c, Q-2, r.2) oblige la restauration des sites en fin d'exploitation.

La démarche envisagée souscrit aux principes novateurs de l'«écologie industrielle», qui conjuguent activité économique et valorisation environnementale (Leclerc, 2012).

Plus spécifiquement, les sédiments dragués affichent une contamination en Cr, Zn, Ni, Cu, Co, Pb (ETM), hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$, HAP *lourds* - benzo(b,j,k)fluoranthène, chrysène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène- et *légers* -phénanthrène-

Dans cette perspective, les objectifs de recherche sont de :

1. Caractériser les *tendances dans le temps*, en terme d'évolution de la charge polluante associée aux sédiments. Ceci en fonction du changement naturel (sédiments dragués, transférés d'un milieu fluvial *semi-réducteur* à un milieu terrestre *oxydant*) ou induit (ajout de chaux, fumier de cheval et brassage mécanique) des conditions physico-chimiques ;
2. Caractériser la toxicité des fluides (eau de lixiviation) associée aux sédiments ;
3. Caractériser les métabolites relatifs à la dégradation -présumée- des contaminants organiques .

Les hypothèses de recherche sont les suivantes

1. Le brassage (photooxydation) et les amendements organiques stimulent la dégradation des hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ et des HAP ;
2. Les produits de dégradations des contaminants organiques ont une toxicité moindre que les contaminants d'origine ;
3. L'ajout de chaux , de par son effet tampon :
 - diminue la labilité des ETM et participe *de facto* à leur séquestration ;
 - limite, par voie de conséquence, la *phytodisponibilité* des ETM
4. L'eau de lixiviation issue de l'assèchement des sédiments A-B ne présente aucun risque écotoxicologique.

Habituellement, les essais sur les sédiments sont réalisés *en laboratoire* et visent - entre autres- à *simuler* les mécanismes intervenant à l'interface eau-sédiment, ainsi que les changements éventuels des paramètres physico-chimiques (pH, Eh..) et leur impact potentiel sur la *désorption* des polluants.

La majorité des projets:

- applique un prétraitement au matériel dragué, avant expérimentation (projets français SEDIMARD83, PROPSSED...);
- et/ou
- utilise des sédiments dragués depuis bon nombre d'années donc dénaturés (processus rapides de type oxydation des sulfures déjà opérés).

Dans le cadre de ce travail, le protocole déployé sous condition naturelle -sans prétraitement- a participé au côté appliqué de la recherche (souci d'assurer l'acceptabilité sociale): il participe à l'avancée scientifique des connaissances relatives aux différents paliers de caractérisation, en plus de proposer une étude de cas adapté au besoin des opérateurs.

CHAPITRE I

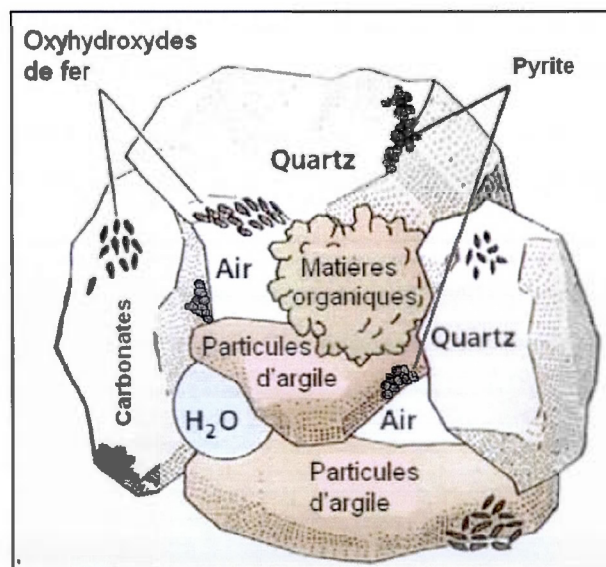
ÉTAT DE L'ART

1.1 Géochimie sédimentaire

Trois phases sont constitutives de la matrice sédimentaire (figure 1.1): une phase inorganique, (2) organique et (3) liquide (Yvon, 2010). Des hydrates de gaz sont également susceptibles d'être retrouvés dans les sédiments (Long *et al.*, 2009)

Figure 1.1 Différentes fractions constitutives d'un sédiment

(adaptés de Rusch 2010, cité dans Cazalet, 2012)



1.1.1 Bio-physico-chimie de la phase inorganique

La fraction inorganique est de granulométrie variée, constituée essentiellement d'argiles, de carbonates et de silicates.

Des «couches» d'oxyde de fer et de manganèse sont susceptibles d'«enrober» ces particules sur une surface spécifique de 200 à 300 m² / g (Ayrault *et al.*, 2007). La forme minérale sous laquelle se présentent ces oxydes détermine leur capacité d'adsorption des ETM.

Les oxydes de fer les plus communs, soit la goethite (α -FeOOH), la ferrihydrite ($5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) et l'hématite (α -Fe₂O₃), présentent une affinité pour les métaux qui va dans le sens suivant (Stephens, 2001 cité dans Kribi, 2005):

- Ferrihydrite: Pb > Cu > Zn > Ni > Cd;
- Hématite: Pb > Cu > Zn > Ni;
- Goetite: Cu > Pb > Zn > Cd.

Dans le cas des oxydes de manganèse, la plus forte capacité de fixation des ETM est souvent attribuée à la birnessite (MnO₂) (Singh et Oste, 2001; Lee *et al.*, 2011).

Les argiles correspondant à la fraction fine (< 2 µm), participent aux échanges avec la phase liquide de par leur capacité d'échange cationique (CEC) située entre 3,6 et 200 cmol⁺ / kg (centimoles de charges positives par kilogramme); et ce, selon leur type minéralogique (Lafond, 2010).

Ces phyllosilicates d'aluminium hydratés caractérisés par une structure cristalline en feuillets, constitués de couches d'octaèdres Al(OH)₆ et de couches de tétraèdres SiO₄, se distinguent par une surface électrique non neutre. Deux types de charge sont observées: l'une permanente de signe négatif, relative aux substitutions ioniques (Mg²⁺ ou Fe²⁺ pour Al³⁺ dans une structure octaédrique, Al³⁺ pour Si⁴⁺ dans une structure tétraédrique); l'autre de surface, fluctuant selon le pH et conditionnée par les réactions qui se produisent à la surface du matériel (Vega *et al.*, 2004).

Leur surface spécifique allant de 30 à 800 m² / g (van Olphen et Fripiat, 1979) permet également l'adsorption des ETM et des colloïdes humiques.

En outre, des sulfures -ou sulfates-, dépendamment des conditions d'oxydoréduction, sont susceptibles d'être retrouvés sous forme de précipités.

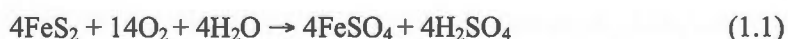
En ce qui a trait au sulfure inorganique, les «AVS» (acid volatile sulphides) - de formation récente et avec une forte propension à l'oxydation - se distinguent des «CRS» (Chromium Reducible Sulfur) plus réfractaires. Par «CRS» on désigne le soufre natif et la pyrite (FeS₂) (Prahara et Fortin, 2004).

Les «AVS» sont eux, communément associés aux sulfures de fer amorphes (FeS_{amorphe}). Cependant, le Cu, le Pb et le Zn peuvent également précipités avec le soufre pour former des sulfures métalliques insolubles (Billon, 2001 cité dans Cazalet, 2012).

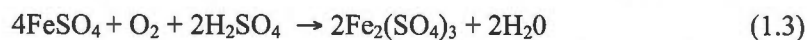
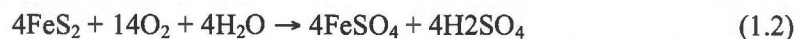
Kribi (2005) recense quelques états d'oxydation intermédiaire entre sulfate (+VI) et sulfure (+VI): le bisulfure S₂²⁻ (-I), polysulfure S_n²⁻ (-II/n), disulfuroxyde S₂O_(g) (+I), monoxyde de soufre SO_(g) (+II), thiosulfate S₂O₃²⁻ (+II), dithionite S₂O₄²⁻ (+III), dioxyde de soufre SO_{2(g)} (+IV), sulfite SO₃²⁻ (+IV) et trioxyde de soufre SO_{3(g)} (+VI) sont autant de formes possibles selon le contexte physico-chimique.

Dans le cas des opérations de dragage, le soufre inorganique sous forme de sulfures dans les conditions réductrices initiales (fluviales), s'oxyde et produit des sulfates lorsque le sédiment est exposé à l'air libre puis asséché (Borma, Ehrlich et Barbosa, 2003)

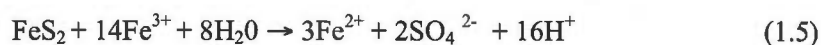
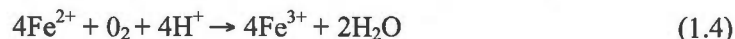
Si l'oxydation des «AVS» ne nécessite qu'une simple exposition à l'oxygène atmosphérique, celle de la pyrite réfractaire fait également intervenir les bactéries *Thiobacillus Ferrooxidans* dans une série réactionnelle précise (Toniazzo, 1998; Lapointe, 2005) :



bact.



bact.



Pour un pH > 4,5, l'oxydation de la pyrite par l'oxygène est immédiate: on observe la formation de fer ferreux et de sulfate d'hydrogène (acide sulfurique) (1.1) qui conduit à l'abaissement du potentiel hydrogène. Entre 4,5 et 3,5, la réaction est accélérée par l'activité bactérienne (1.2). L'oxydation du fer ferreux en fer ferrique intervient lorsque le pH s'acidifie pour aller en deçà de 3,5 ((1.3) et (1.4)). Le fer ferrique peut, dès lors, oxyder directement la pyrite (1.5) de l'ordre de 10 à 100 fois plus rapidement que l'oxydation directe de la pyrite par l'oxygène (1.1).

Autre condition *sine qua non* de l'oxydation de FeS_2 : la présence d'eau. D'après Borma, Ehrlich et Barbosa (2003), 3g de vapeur d'eau dans l'air atmosphérique suffisent à enclencher le processus.

Toujours d'après Borma, Ehrlich et Barbosa (2003), le taux d'oxydation moyen des sulfures de fer associés aux sédiments dragués varie de $1,4 \times 10^{-11}$ à $1,3 \times 10^{-9}$ kg (O_2). kg^{-1} (sédiment) . s^{-1}

Ce taux est d'un ordre de grandeur une à deux fois plus grand que celui attribué à l'oxydation des déchets miniers. En l'occurrence, la prédominance des AVS dans les premiers mètres du matériel sédimenté et l'importante surface spécifique des particules fines accélère la cinétique réactionnelle.

En ce sens, la lixiviation acide n'est pas l'apanage des déchets miniers, mais concerne la globalité des résidus sulfurés.

L'acide sulfurique généré peut réagir avec la fraction carbonatée, et conduire à la formation de gypse ($\text{CaSO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$) et/ou de l'epsomite ($\text{MgSO}_4, 7\text{H}_2\text{O}$), expansive, car de masse volumique inférieure à celle de la pyrite (changement de masse volumique inversement proportionnelle à la variation de volume) (Bellaloui, Ballivy et Rivard, 2003).



La composition de la phase minérale est indicatrice de la «nature» des formations dont sont issus les sédiments terrigènes, (Ramaroson, 2008) mais également des processus de néoformation à l'oeuvre dans le bassin de sédimentation (Cazalet, 2012).

Si la fraction fine $< 45 \mu\text{m}$, de par sa surface spécifique élevée, est associée à la majorité des contaminants inorganiques (Gosselin, Blackburn et Bergeron, 1999) des études récentes soulignent également le rôle de la fraction grossière (210-250 μm). Selon Jain et Ram (1997), l'affinité des ETM pour les particules fines est supportée empiriquement. Cependant, la grande majorité des sédiments de rivière étant constitués à 90-95% de sable pour seulement 0-10% d'argile et limon, c'est la fraction grossière, en proportion massique, qui contrôle indéniablement l'adsorption des ETM; celles du Zn et du Ni, en l'occurrence.

1.1.2 Bio-physico-chimie de la phase organique

Constituée de débris de végétaux, de micro-organismes et/ou de colloïdes humiques plus complexes, elle est d'un volume restreint (quelques %) par rapport à l'ensemble de la matrice sédimentaire. On distingue le carbone organique dissous ($\text{COD} < 1$

kDa), du carbone organique colloïdal ($1 < \text{COC} < 0,22 \mu\text{m}$) et particulaire ($\text{COP} > 0,22 \mu\text{m}$) (Geffard, 2001).

Les biopolymères, non humiques, composés de lipides, acides aminés, sucre et protéines sont à différencier des substances humiques (SH), macromolécules beaucoup plus complexes. En terme de proportion, les biopolymères, facilement métabolisables et caractérisés par leur mobilité, représentent entre 10% et 20% du COT contre 70% à 90% pour les SH (Zhao, 2011).

La décomposition et la transformation de la MO est à l'origine des SH (Colin, 2003). Selon Kribi (2005) la dégradation de ces polymères naturels peut prendre plusieurs centaines d'années.

Trois catégories peuvent être dissociées: (1) les acides humiques, uniquement solubles en conditions basiques, (2) les acides fulviques, solubles en milieu acide et alcalin et (3), l'humine, insoluble dans les deux cas. Ces trois fractions connaissent une évolution diffuse dans le sens: acides fulviques \rightarrow acides humiques \rightarrow humines (Tran, 2009).

Les acides fulviques se présentent communément sous forme d'agrégats de particules solides quasi sphériques. Leur composition élémentaire varie selon la source organique dont ils dérivent, avec toutefois une prédominance de carbone et d'oxygène (Sarret, 1998) (tableau 1.1).

Tableau 1.1: Composition élémentaire d'acides humiques purifiés

(Davies, Ghabbour et Steelink, 2001)

Humic Acid		Elemental Analysis ^a (%)				H/C	O/C	Ash (%)	Total Acidity/ (mmol/ g HA)	R-COOH/ (mmol/ g HA)	Phenolic OH/ (mmol/ g HA)
HA	Source	C	H	N	O						
PHA	<i>Pilayella littoralis</i>	46.60	5.68	5.68	42.10	1.46	0.68	1.1	10.5	3.1	7.4
WHL	Water hyacinth leaf	52.58	5.81	8.10	33.15	1.33	0.47	0.9	6.4	1.6	4.8
WHS	Water hyacinth stem	45.22	5.20	3.40	46.02	1.11	0.76	0.7	8.2	2.4	5.8
WHR	Water hyacinth root	48.46	5.35	4.33	41.68	1.32	0.65	0.6	9.0	2.8	6.2
GHA	German peat	50.50	5.32	1.71	42.47	1.26	0.63	1.5	7.9	3.2	4.7
IHA	Irish peat	50.50	5.56	2.06	41.88	1.32	0.63	0.9	12.4	3.3	9.1
O	Forest litter, 0-7 cm ^a	55.10	5.50	2.70	36.70	1.20	0.50	1.0	5.8	2.9	2.9
AE	Forest litter, 7-9 cm ^a	56.70	4.80	2.80	35.70	1.01	0.47	1.9	7.2	3.9	3.4
Bs	Forest litter, 9-16 cm ^a	56.00	4.80	3.30	36.30	1.03	0.49	3.6	7.3	4.1	3.2
NHA	New Hampshire soil	52.90	5.40	2.00	37.00	1.22	0.52	0.25	8.4	2.7	5.7
NYHA	New York organic farm soil	49.80	4.70	3.60	41.90	1.13	0.63	1.20	8.4	3.0	5.4

On peut également retrouver du soufre organique généralement entre 0,1 % et 3,6 %, lié au carbone ou associé au groupe des esters (Stevenson, 1994 cité dans Kribi 2005; Cazalet, 2012)

Sous conditions naturelles, la MO oxydée et en décomposition joue le rôle d'agent réducteur, du Fe(III), Sn(IV), V(V) et Cr(VI) notamment. (Davies, Ghabbour et Steelink, 2001); (Burnol, Duro et Grive, 2006).

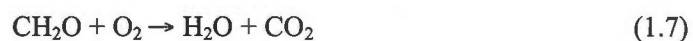
Les SH s'associent avec la fraction minérale pour former des complexes organominéraux (Marot, 1997). Ceci par physisorption du matériel humique (lien hydrogène) ou par complexation.

Ce sont aussi d'excellents agents chélatants, susceptible de fixer les ETM dans le sol.

Les processus généraux d'adsorption font majoritairement intervenir les sites de type phénolique dont l'affinité pour les ETM est optimale à pH > 6 (Ravat, Monteil-Rivera et Dumonceau, 2000; Bose, Aparna Bose et Kumar, 2002)

Outre les ETM, les SH et de manière plus générale, la fraction silto-organique du sol, participe également à la sorption des hydrocarbures (Liang *et al.*, 2006; Guo *et al.*, 2010).

En règle générale, l'oxydation de la MO produit en fin de course du CO_2 et de l' H_2O selon l'équation suivante simplifiée (Burnol, Duro et Grive, 2006) :

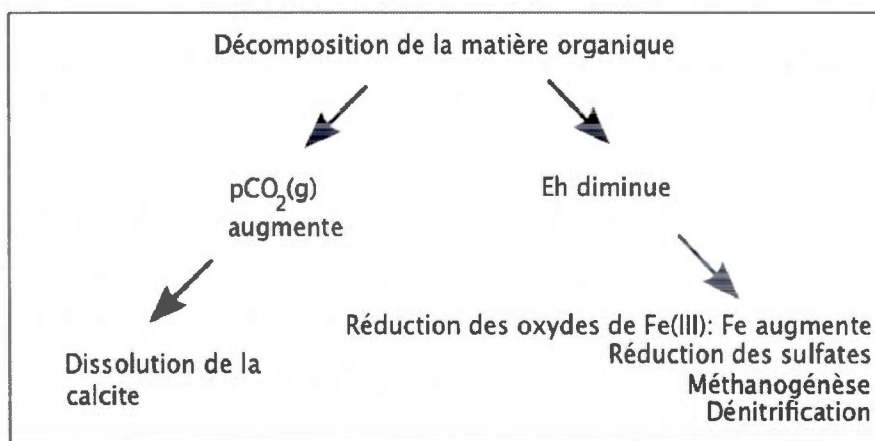


La combinaison du dioxyde de carbone et de l'eau produit de l'acide carbonique, acide faible susceptible de dissoudre les carbonates (figure 1.2):



Figure 1.2: Effets physico-chimiques de la dégradation de la MO

(modifié d'après Burnol, Duro et Grive, 2006)



Il est à noter que la fraction organique augmente de 20% à 70% la CEC des sédiments et accroît singulièrement la concentration en ion mobilisable.

Elle peut, par ailleurs, renfermer l'équivalent de plus de 20 fois son poids en eau, facteur limitant dans la perspective d'un assèchement post-dragage (Stevenson, 1994 cité dans Kribi, 2005).

Même présente en faible quantité, le rôle de la MO est fondamental dans l'évolution bio-physico-chimique des sédiments.

1.1.3 La phase liquide

Marot (1997), cité dans Tran (2009) différencie l'eau libre, indépendante de la matrice solide et aisément éliminée par décantation, de l'eau capillaire liée à la matrice par les forces de capillarité.

L'eau colloïdale permettant l'hydratation des colloïdes peut également être soustraite par séparation mécanique solide/liquide.

Enfin, l'eau pelliculaire qui constitue un film autour des particules ainsi que l'eau de constitution (relative à la formule chimique) ne peuvent être éliminées que par voie thermique.

La phase liquide représente entre 20% et 90% de la masse totale de la matrice sédimentaire.

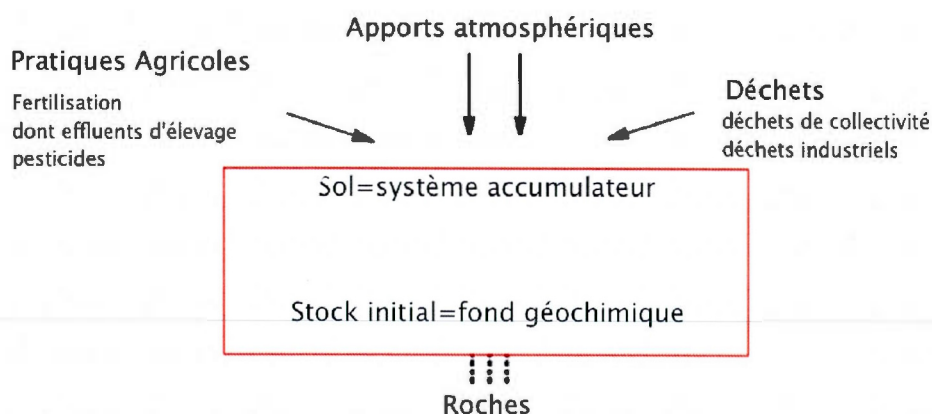
1.2 Notion de *polluant* : Précision terminologique et conceptuelle

Différentes sources alimentent en permanence le sol et les fonds sédimentaires: les eaux de ruissellement issues des zones urbaines et agricoles, les déchets collectifs et

industriels, les retombées atmosphériques, le transport maritime, mais également nautique sont autant de sources potentielles en composés métalliques (Robert et Juste, 1999; Luoma et Rainbow, 2008) (figure 1.3).

Figure 1.3: Apports anthropiques et bruit de fond géochimique.

(modifiée d'après Robert et Juste, 1999)



Les apports anthropiques sont toutefois à différencier des processus naturels.

Conceptuellement, une question apparaît dès lors fondamentale: des concentrations *naturellement* élevées en un élément donné, dans un environnement donné peuvent-elles être considérées comme une contamination *stricto sensu* ?

Au Québec, les sédiments sont évalués selon *les Critères pour l'évaluation de la Qualité des sédiments au Québec -CEQSQ-* (Environnement Canada et MDDEP, 2007) dans le cas d'une gestion marine ou fluvial, et selon la grille de gestion de la PPSRTC (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999) pour une gestion terrestre. Ainsi, selon les CEQSQ:

« La teneur naturelle préindustrielle peut être considérée comme une concentration généralement tolérée par les organismes benthiques qui vivent dans de telles conditions. [...] en l'absence de critères de qualité pour une substance donnée, la teneur naturelle préindustrielle, adéquatement déterminée pour le secteur à l'étude, peut être utilisée comme la Concentration seuil produisant un effet (CSE) »

Selon la PPSRTC:

« [...] il peut arriver que la teneur de fond naturelle d'un sol excède le critère générique utilisé. Cette teneur de fond [...] se substituera au critère générique pour l'évaluation de la contamination à moins qu'un impact manifeste ou un risque pour la santé ne soit constaté ».

Si l'on en croit cette définition, le fond géochimique apparaît comme le véritable seuil qui discrimine le «contaminé» du «non contaminé».

Outre-Mer, le paradigme est similaire. Baize en 1997, introduit néanmoins une nuance entre le terme *contamination*, défini comme un apport anthropique important, mais sans impact sur l'environnement, et *pollution*, impact anthropique mesuré et nocif pour l'écosystème (Baize, 1997)

Cette différence terminologique n'existant pas au Québec, les termes *polluant* et *contaminant* seront utilisés en tant que synonyme, tout au long de cette étude.

La suite de notre revue de littérature aborde les aspects généraux concernant la biophysico-chimie des ETM, HAP et hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ associés aux sédiments de dragage.

1.2.1 Les ETM: origine, spéciation, mobilité et biodisponibilité

Le terme «métaux lourds» défini comme ce groupe de 46 éléments dont la densité est supérieure à 5 et pouvant avoir des effets toxiques sur les micro-organismes ainsi que sur d'autres formes de vie est désormais obsolète (Gadd, 1992; Baize, 2006).

Trop généraliste dans l'usage (désigne des non-métaux comme l'As et le Se) , on lui préfère désormais le terme ETM qui considère davantage la mobilité géochimique et la biodisponibilité des composés.

0,6% des éléments constitutifs de la croûte terrestre sont des éléments *traces* métalliques par opposition aux 12 éléments *majeurs* (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti, H, P, Mn) (Baize, 2006)

«La dose faisant le poison» selon l'adage bien connu de Paracelse, leur concentration et leur spéciation dans un environnement donné vont déterminer leur dangerosité.

La spéciation est définie comme: «[...] la répartition d'un élément dans les différents compartiments du sol et l'état chimique dans lequel il se trouve dans ces différents compartiments [...]» (Blanchard, 2000) (figure 1.4). Ces données réunies permettent d'évaluer la concentration totale (Florence, 1986) et contribuent à définir la mobilité des ETM.

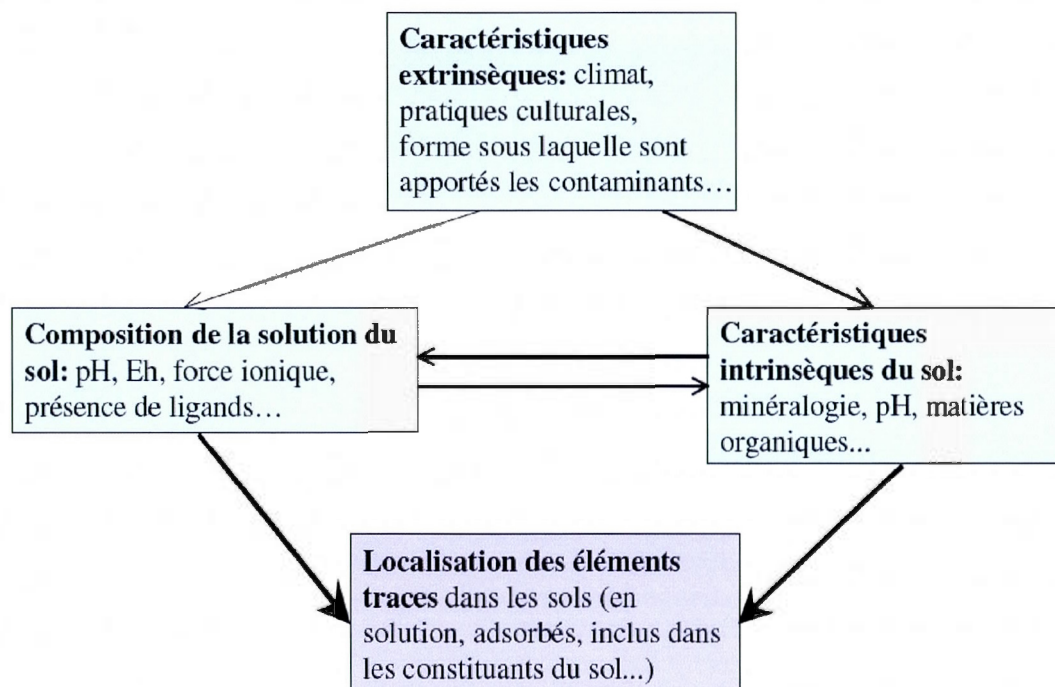
Dans un sol et dans un sédiment, la terminologie employée à l'égard des métaux est d'ailleurs indicatrice du risque associé: on parle d'«oligo-éléments» quand ils sont bénéfiques (impact physiologique positif) et d'«ETM», lorsque leur concentration dépasse les normes en vigueur (Baize, 2006).

On peut, dès lors, caractériser certains comportements et établir des prévisions selon l'évolution des conditions du milieu (Bourrelhier et Berthelin, 1998). La notion de mobilité chimique est d'ailleurs précisée par (Mc Laughlin *et al.*, 2000), qui la définit

comme la capacité d'un élément à être transféré vers différents compartiments d'un sol ou d'un sédiment.

Figure 1.4 : Facteurs influençant la distribution des métaux dans un sol

(Tirée de Dère, 2006)



L'impact du pH, Eh et de la teneur en MO sur la la mobilité des ETM, a déjà été introduit précédemment. Cet impact est plus ou moins effectif selon le *pool* de métal en présence (Forstner, 1993 cité dans Austruy, 2012) (tableau 1.2).

L'influence de la salinité est aussi à considérer puisque les ions Ca^{2+} sont susceptibles de rentrer «en compétitions» avec leurs congénères pour les sites de fixation (Rasmussen et Andersen, 1999)

Tableau 1.2 : Effets du pH et du potentiel redox sur la mobilité du Cr, Zn, Ni, Cu, Co, Pb et Mn

(modifié d'après Förstner, 1993 dans Austruy, 2012)

Mobilité relative	pH		Potentiel redox	
	Neutre-alcalin	Acide	Oxydant	Réducteur
Très haute	-	-	-	-
Haute	-	Co, Ni, Mn Zn	-	-
Moyenne	Mn	Cu, Pb, Cr	Cu, Co, Ni Zn	Mn
Basse	Pb, Zn	-	Pb	Zn, Co, Ni
Très basse	Cr, Ni, Co Cu-	-	Cr, Mn	Cr, Cu, Pb

Quant à la biodisponibilité, elle correspond à la disponibilité de la fraction d'un élément dans le sol, pour un organisme donné. Elle peut donc évoluer selon les conditions et selon le sujet considéré. La mobilité et la biodisponibilité d'un élément sont intimement liées à sa spéciation (Brümmer, Gerth et Herms, 1986; Lebourg *et al.*, 1996; Thornton, 1999).

1.2.1.1 Spéciation des ETM dans la colonne sédimentaire

Les métaux sont utilisés à tous les niveaux dans l'industrie (tableau 1.3). Les rejets qui résultent de leur exploitation constituent une source potentielle d'ETM dans les sols et les sédiments.

Tableau 1.3: Utilisation actuelle courante du Cu, Zn, Ni, Co, Cr et Pb dans l'industrie

(modifié d'après Sirven, 2007)

Métal	Utilisation	Métal	Utilisation
Cr	aciers inoxydables 65 % chimie et réfractaires 20 % utilisations métallurgiques diverses 15 %	Ni	acier inoxydable 65 % alliages de nickel 15 % aciers et fontes alliées 7.5 % revêtements de surface 7.5 % autres 5 %
Co	superalliages 72.6 % aimants 9 % carbures cimentés 3.4 % céramiques 9.6 % chimie (pigments, catalyseurs, agents siccatis...) 5.4 %	Pb	batteries 70 % laminés et munitions 10 % chimie 10 % autres 10 %
Cu	construction électrique 55 % bâtiment 20 % équipement industriel 10 % transport 5 % autres 10 %	Zn	galvanisation 50 % pièces moulées 15 % laiton et autres métaux d'alliages 20 % demi-produits 5 % chimie et autres 10 %

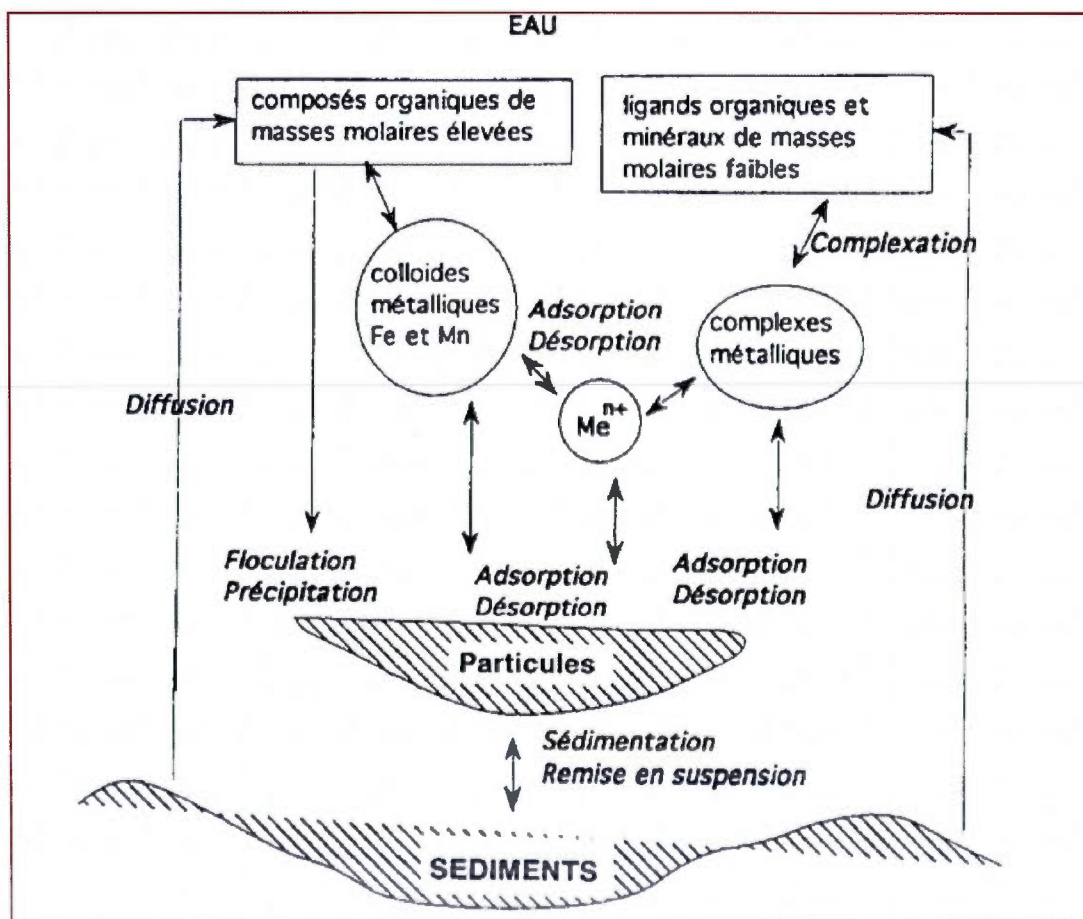
Dans un contexte fluvio-marin, les phénomènes bio-physico-chimiques opérant dans la colonne sédimentaire déterminent *in fine* la concentration en ETM particulaire et dissous (figure 1.5). Les divers apports sont globalement :

- dilués par le milieu récepteur;
- brassés sous l'action du vent et des vagues;
- adsorbés sur les particules.

Les variations des conditions chimiques à l'intérieur même de la masse d'eau, couplées à l'action mécanique des marées peuvent conduire à la désorption des ETM puis à leur réadsorption (Serpaud *et al.*, 1994; Förstner, 1995; Luoma et Rainbow, 2008).

Figure 1.5: Représentation schématique d'un système d'échange eau-sédiment

(tirée de Serpaud *et al.*, 1994)



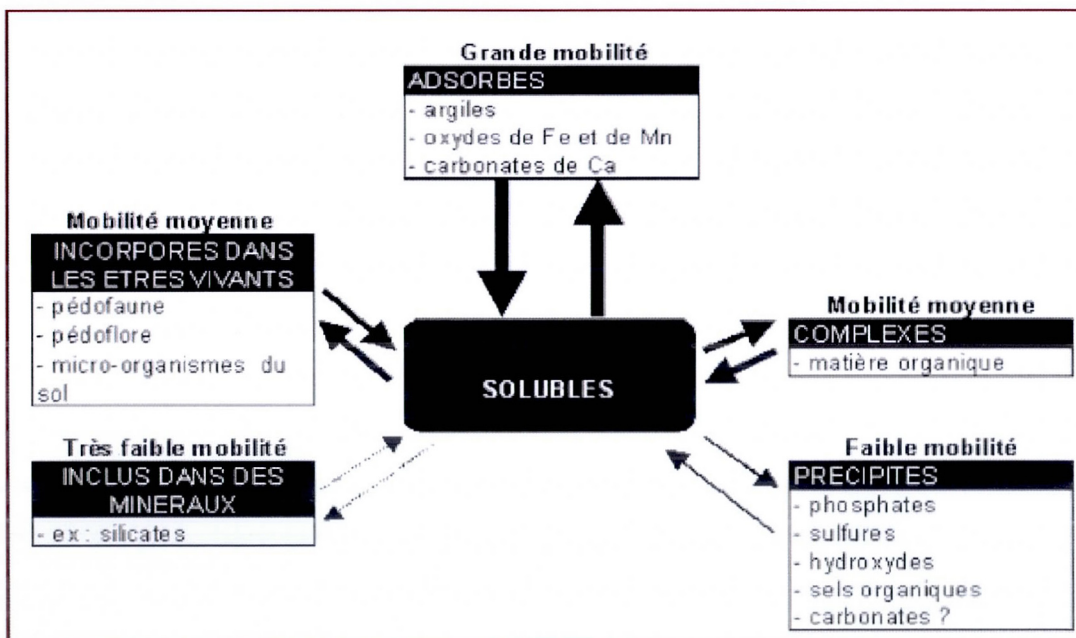
En solution, les ETM peuvent être présents sous forme d'ions libres hydratés, complexés avec des ligands organiques (acide fulvique, acide humique) ou inorganiques (carbonate, hydroxydes).

Au niveau de la phase particulaire, ils sont classés en cinq catégories (Lebourg *et al.*, 1996) (Cornu et Clozel, 2000) (figure 1.6) :

- la fraction échangeable ;
- la fraction adsorbée et/ou liée aux carbonates ;
- la fraction réductible ;
- la fraction oxydable ;
- la fraction résiduelle.

Figure 1.6: Répartition et mobilité relative des ETM dans les sols et sédiments

(tirée de (Robert et Juste, 1999))

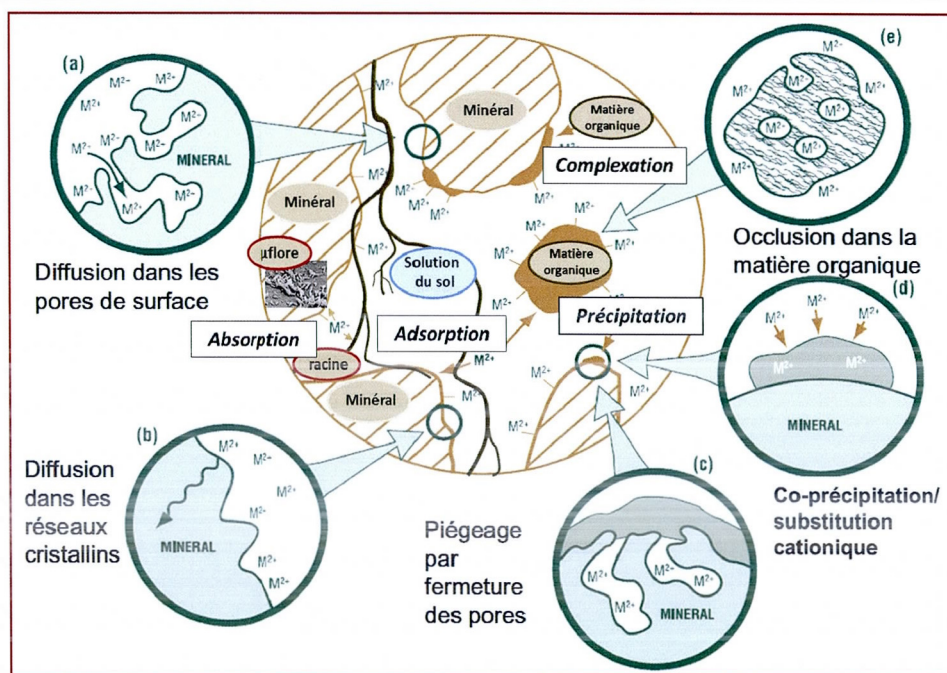


D'une part, la fraction échangeable équivaut à la quantité de métal qui peut être extraite par échange cationique (ceux adsorbés sur les sites d'échange de l'argile, de la MO, des oxydes de Fe et de Mn par des «[...] liaisons non spécifiques de type électrostatiques» (Cornu et Clozel, 2000)). D'autre part, la fraction liée aux carbonates (précipitée ou adsorbée) correspond aux ETM qui sont susceptibles d'être relargués en cas d'acidification du milieu. Les ETM précipités ou coprecipités aux oxydes et hydroxydes de Fe et/ou de Mn constituent, pour leur part, la fraction réductible. Finalement, la fraction oxydable est complexée par la MO et précipitée avec les sulfures tandis que la fraction résiduelle se compose *essentiellement* des minéraux silicatés primaires et secondaires.

Ce «fractionnement» n'est pas statique : les ETM sont sujets à une évolution géochimique dynamique au cours du temps (figure 1.7) (Bataillard et *al.*, 2012).

Figure 1.7: Schéma conceptuel du devenir des ETM dans un sol/sédiment

(Modifié de McLaughlin, 2001 cité dans Bataillard et *al.*, 2012)



Les processus rapides sont indiqués en italique. De (a) à (e) sont mentionnés les mécanismes plus lents.

L'adsorption, la complexation et la précipitation font migrer rapidement les éléments de la phase liquide vers la phase solide.

Les processus plus lents, mais quasi irréversibles de, diffusion dans les pores de surface jusque dans les réseaux cristallins, de piégeage par fermeture desdits pores, d'occlusion de la MO et de co-précipitation, déplacent les éléments de la surface vers le centre des fractions solides.

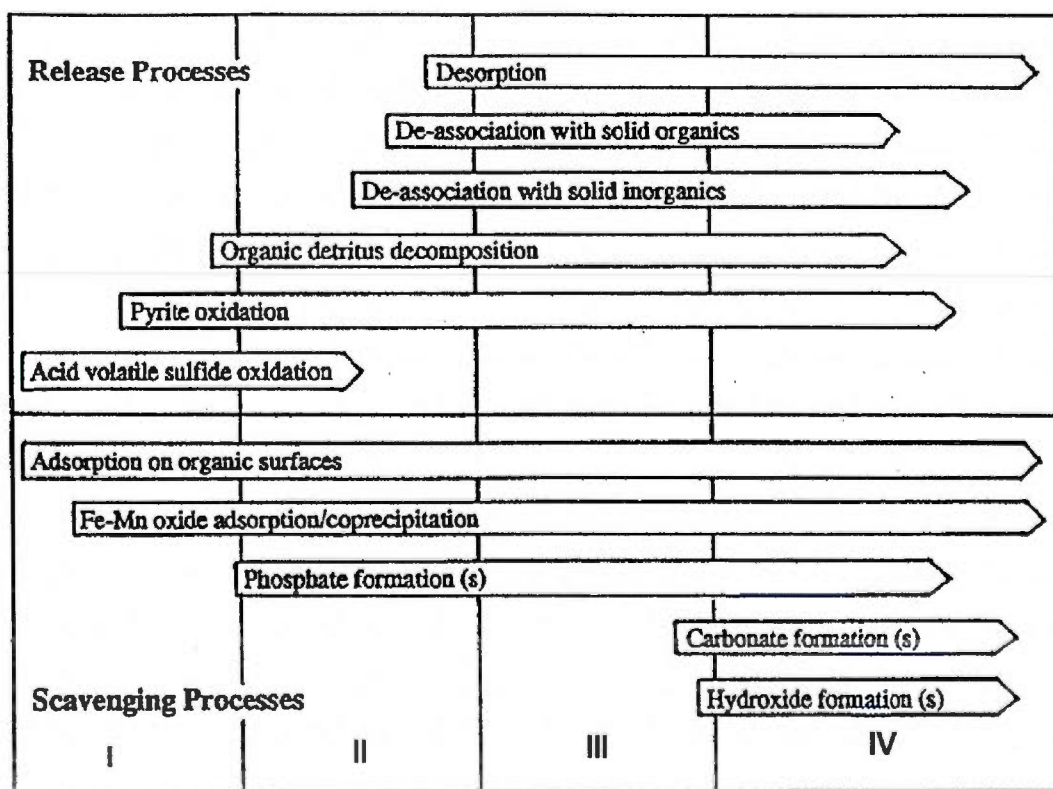
Considérant le facteur temps, les ETM «géogéniques» (fond géochimique) sont généralement associés aux phases les plus stables du sol et du sédiment tandis que les apports anthropogéniques récents sont susceptibles d'être beaucoup plus mobiles (Baize, 2006).

1.2.1.2 Oxydation des sédiments: modèles géochimiques

Förstner a développé, en 1995, un modèle décrivant les quatre étapes géochimiques liées à l'oxydation des sédiments (figure 1.8).

Figure 1.8 : Séquence des réactions chimiques et biochimiques relative à l'oxydation des sédiments

(modifiée de Calmano et *al.* (1994), cité dans Förstner (1995))



Ce modèle est corroboré en 2012 par De Jonge *et al.* soit : (I) la libération des ETM, (II) la phase de transition (III) le «piégeage» des ETM et (IV) la phase d'équilibre.

Au stade (I), l'oxydation des sulfures est le processus dominant et les métaux associés sont libérés. Au stade (II), les AVS sont épuisés et l'oxydation de la pyrite et de la MO continue. On observe, parallèlement, un processus de réadsorption; le phosphate issu de la décomposition de la MO s'accumule et précipite avec des ETM. Au stade (III), l'oxydation de la pyrite, la décomposition de la MO et la libération d'ETM diminuent. La formation d'oxyde de Fe et de Mn continue et le «piégeage des ETM s'équilibrent. La concentration d'ETM en solution demeure constante.

Si l'oxydation des sulfures est la première étape envisagée en terme d'occurrence, les cycles de séchages et d'humidifications (oxydation et réduction) vont participer à l'évolution non linéaire des conditions physico-chimiques dans le temps. La spéciation des ETM est directement influencée par la succession et la durée de ces différents cycles (Capilla, 2005).

Par ailleurs, le passage du milieu fluvial au milieu terrestre contribue au développement d'une population écosystémique nouvelle où prévalent les espèces opportunistes (Gros, 2002) (ex.: *Pseudomonas aeruginosa*)

En terme hydrologique, l'écoulement de l'eau se fait principalement le long des fentes de dessiccations lors des cycles de séchages (Tessier, 1994)

En terme d'ETM, la matrice à l'étude présente spécifiquement une contamination en Cr, Zn, Ni, Cu, Pb et Co : leurs spécificités biophysicochimiques sont passées en revue dans les parties suivantes.

1.2.1.3 Bio-physico-chimie du Cr

Le chrome peut se présenter sous différentes formes minéralogiques dans les sédiments, dépendamment du contexte géologique, de l'historique de contamination et des conditions d'oxydo-réduction. Les principales sont regroupées dans le tableau 1.4

Tableau 1.4 : Principales formes de chrome recensées dans les sédiments

(1) (Serpaud *et al.*, 1994 ; Zhang et Reardon, 2003), (2) (Silva *et al.*, 2013), (3) (Macdonald *et al.*, 2004), (4) (Hudson-Edwards, Macklin et Taylor, 1997), (5) (Bernardez *et al.*, 2012), (6) (LeGalley *et al.*, 2013), (7) (Magesh, Chandrasekar et Vetha Roy, 2011), (8) (Carroll *et al.*, 2002)

Minéraux	Formules brutes	Références bibliographiques
Hydrocalumnite(Cr)	$(\text{CaCrO}_4)\text{Al}_2\text{O}_3(\text{CaO})_3:15\text{H}_2\text{O}$	(1)
Jarosite(Cr)	$\text{KFe}_3(\text{CrO}_4)_2(\text{OH})_6$	(2) (3)
Chromite	FeCr_2O_4	(4) (5)
Crocoite	PbCrO_4	(6) (7)
Eskolaite	Cr_2O_3	(8)
Ettringite(Cr)	$\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{12}(\text{CrO}_4)_3:26\text{H}_2\text{O}$	(1)

Le Cr(III) trivalent et le Cr(VI) hexavalent sont les deux seules formes stables retrouvées dans les sols et les sédiments (Burnol, Duro et Grive, 2006)

Au niveau particulière, le Cr (VI) est présent sous forme d'oxy-anions ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, HCrO_4^- , CrO_4^{2-}) très mobiles (Alzieu, 1999) et *de facto* extrêmement toxiques. Sa nature anionique conditionne son adsorption, puisqu'il est principalement retenu par les sites d'échange de charge positive comme les oxydes de fer (Garnier, 2009); site pour lequel il est en compétition (Zachara *et al.*, 1987; Zachara *et al.*, 1989, cité dans Burnol, Duro et Grive, 2006) :

- avec les OH^- lorsque le $\text{pH} > 7$;
- avec le COD et les sulfates pour des gammes de pH acide à neutre.

En ce qui concerne l'adsorption sur les argiles et notamment sur la kaolinite ($\text{pH} < 7$), (Zachara *et al.*, 1988) suggère un mécanisme alternatif : CrO_4^{2-} et SO_4^{2-} ne sont plus *rivaux*, mais plutôt adsorbés sur des micro-sites différents.

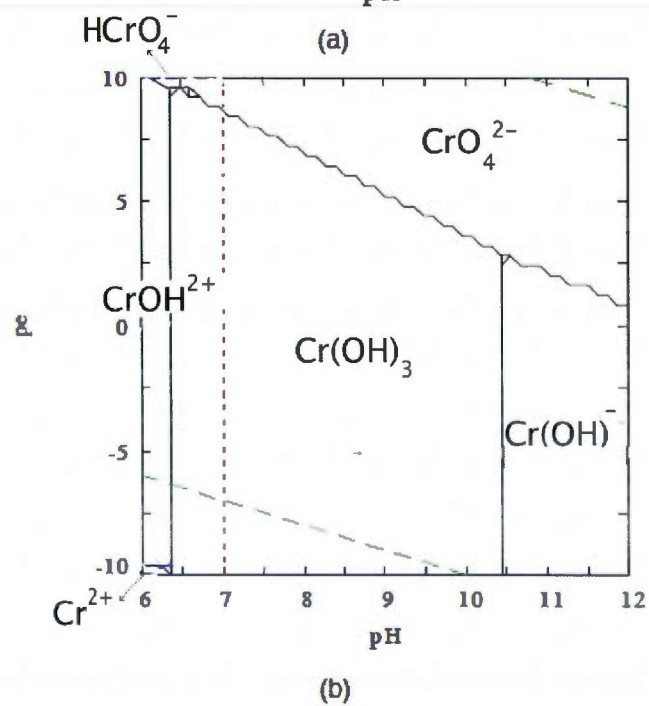
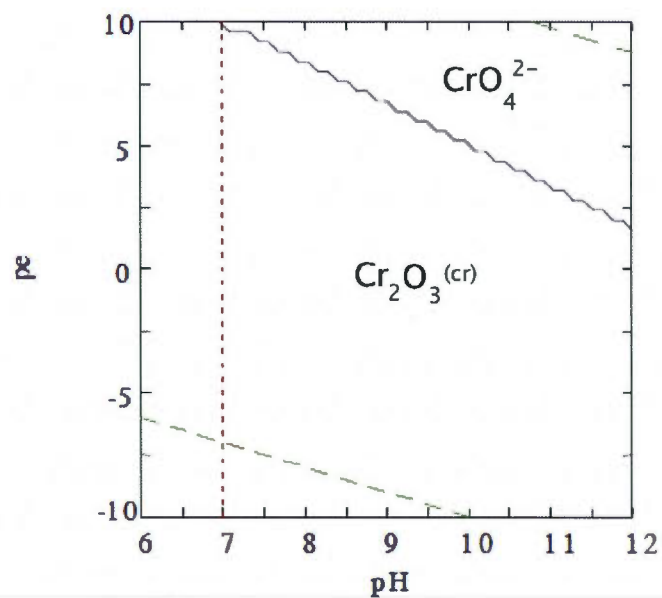
Le Cr(III) (Cr^{3+} , $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$, $\text{Cr}(\text{OH})_3$ et $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$) est quant à lui, peu soluble, fortement adsorbé sur les oxydes de fer et les argiles (Garnier, 2009), mais également complexé par la MO (Bolon *et al.*, 2003 cités dans Garnier, 2009).

Dans les sols et sédiments, le Cr(VI) peut être réduit en Cr(III) par l'action de la MO (plusieurs années) et du Fe (II), sous condition acide (Barrera-Diaz, Lugo-Lugo et Bilyeu, 2012). À l'inverse le Cr(III) est susceptible d'être oxydé en Cr (VI) par des oxydes de Mn (II/IV) (Landrot, Ginder-Vogel et Sparks, 2009).

En milieu aquatique, Le Cr(III) forme des complexes hydroxyles stables : $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$, $\text{Cr}(\text{OH})_3$ et $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$; il précipite entre un pH de 4 et 5.5 (figure 1.9).

Figure 1.9 : Diagramme de prédominance pH/pe : (a) principales phases solides du chrome, (b) espèces aqueuses. $[\text{CrO}_4^{2-}] = 50 \mu\text{m}$

(modifié d'après Burnol, Duro et Grive, 2006)



Sous sa forme la plus toxique -Cr(VI)- il présente des effets irritants et cancérogènes pour l'homme. Quant au Cr (III), il possède, à moindre échelle, une action allergène qui n'en demeure pas moins significative (MAS, 2005).

Toutes formes confondues, le Cr a un temps de demi-vie biologique de 1 à 2 ans dans l'organisme (Sirven, 2006).

1.2.1.4 Bio-physico-chimie du Zn

Les espèces minéralogiques à base de Zn potentiellement retrouvés dans les sédiments son recensés dans le tableau 1.5 (Cazalet, 2012)

Tableau 1.5 : Espèces minérales et/ou sels formés de zinc potentiellement présent dans les sédiments

(modifié d'après Cazalet, 2012)

Minéraux/sels	Formules brutes
Sphalérite	ZnS
Hydroxyde de zinc	Zn(OH) ₂
Sulfate de zinc	ZnSO ₄
Smithsonite	ZnCO ₃
Zincite	ZnO

Minéralogiquement, le Zn est communément associé avec le plomb, le cuivre, l'or et l'argent (Cazalet, 2012)

Des études postérieures à celle de Tessier et al., 1980 (Serpaud *et al.*, 1994 ; Fageria, Baligar et Clark, 2002 ; Wang X Fau - Li et Li, 2011) confirment son affinité pour les oxydes de fer et de Mn; affinité qui se présente comme suit : $\text{FeO/MnOOH} > \text{carbonate} > \text{argile}$. Il est néanmoins en compétition avec les ions H^+ pour les sites d'adsorption. En milieu acide, le Zn a donc tendance à précipiter avec les sulfates (ZnS) (Fang *et al.*, 2011).

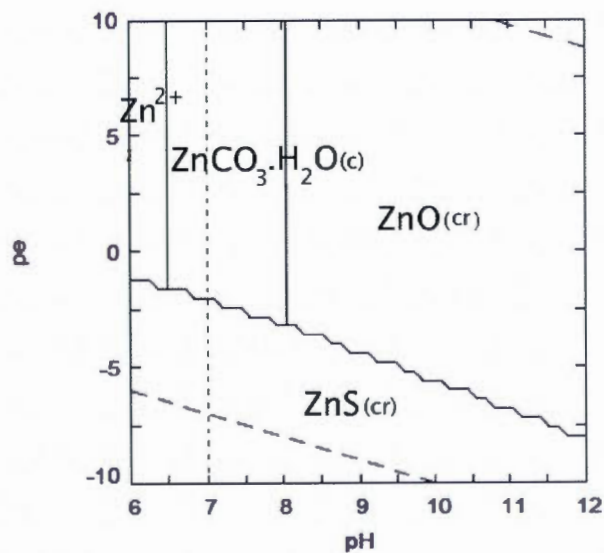
Il peut également être complexé par la MO.

Dans les sols, le zinc connaît une forte propension à la solubilisation et s'hydrolyse totalement à $\text{pH} > 7,7$. En milieu aqueux, il apparaît sous forme de Zn^{2+} et peut précipiter à $\text{pH} > 8$ pour donner des hydroxydes (figure 1.10) (Burnol, Duro et Grive, 2006)

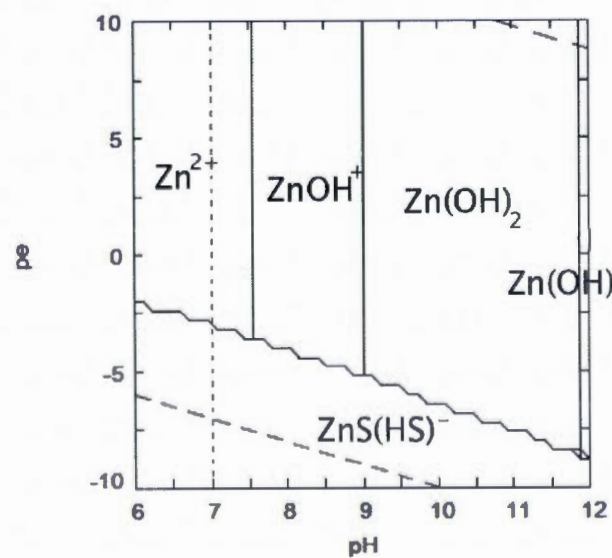
Le zinc présente des effets toxiques par inhalation pouvant entraîner une détresse respiratoire (MAS, 2005). Il a un temps de demi-vie biologique de 2 à 3 ans.

Figure 1.10: Diagramme de prédominance pH/pe (a) principales phases solides du chrome, (b) principales espèces aqueuses. $[\text{CO}_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite, $[\text{Ca}^{2+}]=0,10 \text{ mM}$, $[\text{Zn}^{2+}]=0,20 \text{ mM}$, $[\text{SO}_4^{2-}]=1 \text{ mM}$, $[\text{Cl}^-]=1 \text{ mM}$, $[\text{PO}_4^{3-}]=50 \text{ }\mu\text{M}$

(modifié d'après Burnol, Duro et Grive, 2006)



(a)



(b)

1.2.1.5 Bio-physico-chimie du Ni

Le Ni est chalcophile et peut former différents types de sulfure (tableau 1.6) notamment par substitution ou coprécipitation avec le fer (Burnol, Duro et Grive, 2006)

Tableau 1.6 : Espèces minérales et/ou sels formés de Ni potentiellement retrouvés dans les sédiments

(1) (Hummel et Curti, 2003), (2) (Harraz, Hamdy et El-Mamoney, 2012), (3) (Burnol, Duro et Grive, 2006), (4) (Desrosiers *et al.*, 2008), (5) (Charriau *et al.*, 2011 ; Desrosiers *et al.*, 2008), (6) (Bisson *et al.*, 2006b), (7) (Torslov et Kortegaard, 2012)

Minéraux/sels	Formules brutes	Références bibliographiques
Bunsenite	NiO	(1)
Vaesite	NiS ₂	(2) (3)
Millerite	NiS	(4) (5)
Pentlandite	Fe,Ni ₉ S ₈	(1)
Chlorure de nickel	NiCl ₂	(6)
Sulfate de nickel	NiSO ₄ (H ₂ O) ₆	(6)
Nitrate de nickel	[Ni(H ₂ O) ₆](NO ₃) ₂	(6)
Carbonate de nickel	NiCO ₃	(7)

Dans les sols et sédiments, le Ni, particulièrement sous forme NiOH^+ , présente une forte affinité pour les oxydes de fer (p.ex. goethite) et la kaolinite (Burnol, Duro et Grive, 2006; Abderrazzak, 2012) et peut être complexé par la MO. Il est en compétition avec les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , mais aussi H^+ pour les sites d'adsorption ; sa mobilité est par voie de conséquence accrue en milieu acide (Hertel et al., 1991 et ATSDR, 1997 cités dans Bisson *et al.*, 2006b).

Les sels de nickel ont une solubilité différente selon leur spéciation : le chlorure de nickel, le sulfate de nickel, et le nitrate de nickel sont plus solubles que le sulfure de nickel et l'oxyde de nickel quasiment insolubles dans l'eau (CCME, 1999b). Le carbonate de nickel est lui, soluble à $\text{pH} < 7$ (Torslov et Kortegaard, 2012)

Le nickel est généralement considéré plus mobile que le Cd, le Pb et le Zn (Faye, 2005).

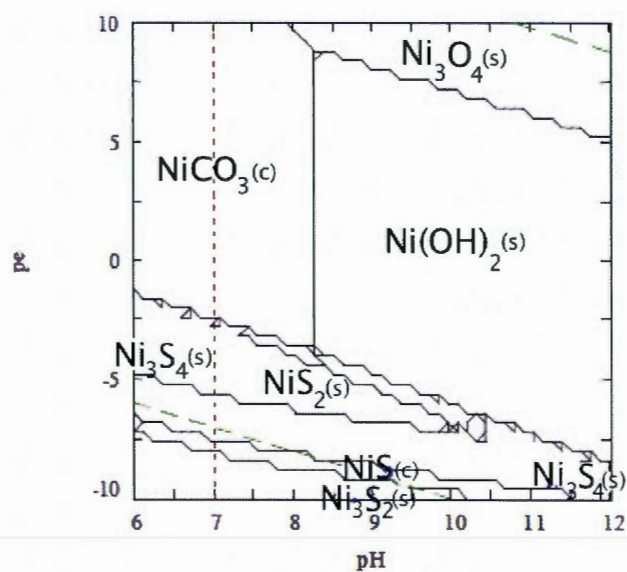
Ni^{2+} seul degré d'oxydation du Ni en milieu aqueux, est susceptible de précipiter sous forme de $\text{Ni(OH)}_2(\text{s})$ à $\text{pH} > 8$ (figure 1.11)

En terme toxicologique, le dioxyde de nickel, le disulfure de tri-nickel, le monoxyde de nickel, le sulfure de nickel, le trioxyde de di-nickel sont reconnus comme cancérogènes (MAS, 2005).

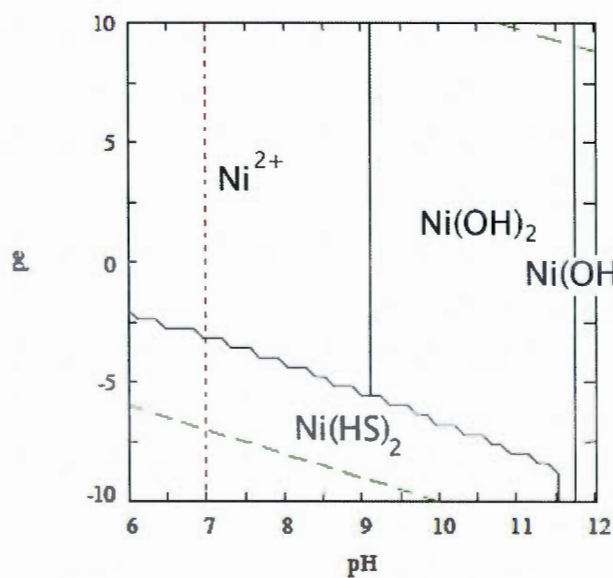
Le temps de demi-vie biologique du nickel est très variable selon la solubilité de la forme en présence (Truchon *et al.*, 2012)

Figure 1.11: Diagramme de prédominance pH/pe : (a) principales phases solides du Ni, (b) principales espèces aqueuses du Ni. $[\text{CO}_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite, $[\text{Ca}^{2+}] = 0,10 \text{ mM}$, $[\text{Ni}^{2+}] = 50 \text{ }\mu\text{M}$, $[\text{SO}_4^{2-}] = 1 \text{ mM}$, $[\text{Cl}^-] = 1 \text{ mM}$

(modifié d'après Burnol, Duro et Grive, 2006)



(a)



(b)

1.2.1.6 Bio-physico-chimie du Cu

Le cuivre est chalcophile donc communément associé avec le soufre. On le retrouve souvent dans des assemblages comprenant du Pb, du Cd et du Zn (Burnol, Duro et Grive, 2006). Cazalet (2012) propose une liste non exhaustive des espèces minéralogiques cuprifères, communément retrouvé dans les sédiments (tableau 1.7).

Tableau 1.7 : Espèces minérales formées de cuivre potentiellement présentes dans les sédiments

(modifié d'après Cazalet, 2012)

Minéraux	Formules brutes
Atacamite	$\text{Cu}_2(\text{OH})_3\text{Cl}$
Azurite	$\text{Cu}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$
Chalcopyrite	CuFeS_2
Cuprite	Cu_2O
Malachite	$\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$
Ténorite	CuO
Bornite	Cu_5FeS_4
Covellite	CuS
Chalcocite	Cu_2S

Dans le sol, le cuivre est préférentiellement complexé par la MO (25 à 50 %) et adsorbé sur les oxydes de fer et de manganèse (Liu et Zhao, 2007; Kirkelund, Ottosen et Villumsen, 2010) dans une moindre proportion, il peut aussi être adsorbé par les argiles.

L'affinité du Cu pour les différentes phases porteuses du sol suit donc la tendance suivante : MO > Fe - MnOOH >> argiles (Fageria, Baligar et Clark, 2002). 98 % du Cu soluble dans le sol se retrouve fixé par l'une de ces trois phases (Abderrazzak, 2012).

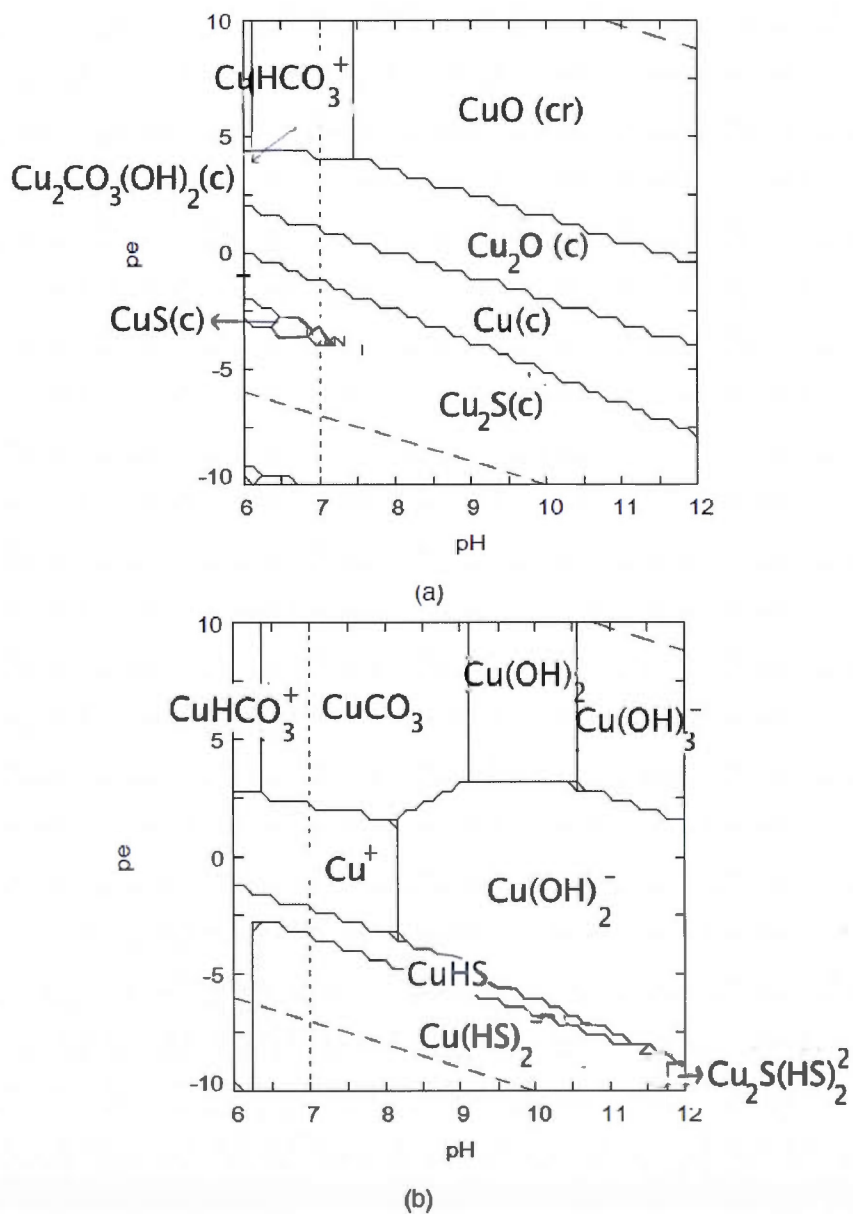
Dans les eaux naturelles, le Cu apparaît sous deux degrés d'oxydation dépendamment des conditions bio-physico-chimiques : Cu^+ et Cu^{2+} . Ces ions libres sont en grande majorité complexés par les SH (acide humique, acide fulvique) réduisant ainsi considérablement leur mobilité (Masson *et al.*, 2011)

En condition oxydante, des carbonates de cuivre et des oxydes de cuivre peuvent se former dépendamment du pH tandis qu'en environnement sensiblement réducteur, ce sont les sulfures de cuivre insolubles qui dominent (figure 1.12)

D'un point de vue toxicologique, le Cu peut induire des effets chroniques non cancérogènes par inhalation (irritation des voies respiratoires), ingestion (insuffisance hépatique) et contact cutané (allergies) (MAS) Il a une demie vie biologique entre 13 et 33 jours (Sirven, 2006) .

Figure 1.12: Diagramme de prédominance pH/pe : (a) principales phases solides du chrome, (b) principales espèces aqueuses du chrome. $[\text{CO}_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite, $[\text{Ca}^{2+}]=0,10 \text{ mM}$, $[\text{Cu}^{2+}]=20 \text{ }\mu\text{M}$, $[\text{SO}_4^{2-}]=1 \text{ mM}$, $[\text{Cl}^-]=1 \text{ mM}$, $[\text{PO}_4^{3-}]=50 \text{ }\mu\text{M}$

(modifié d'après Burnol, Duro et Grive, 2006)



1.2.1.7 Bio-physico-chimie du Pb

Également chalcophile, la galène (PbS), l'anglésite (PbSO₄) sont les principales formes minéralogiques plombifères.

À celles-ci se rajoute la cérusite, autre source majeure de Pb dans l'environnement (Cazalet, 2012)

Les espèces minéralogiques documentées et sujets à être retrouvés dans des sédiments sont recensés dans le tableau 1.8.

Tableau 1.8 : Espèces minérales formées de plomb potentiellement présentes dans les sédiments

(modifié d'après Cazalet, 2012)

Minéraux	Formules brutes
Anglésite	PbSO ₄
Cérusite	PbCO ₃
Hydrocérusite	Pb ₃ (CO ₃) ₂ (OH) ₂
Hydroxyde de plomb	Pb(OH) ₂
Galène	PbS
Litharge	PbO

Le plomb, dans les sols et sédiments, se voit principalement adsorbé par les oxydes de fer et de manganèse. Il se retrouve également précipité avec les carbonates, complexé par la MO et inclus dans les silicates dans le sens décroissant suivant :

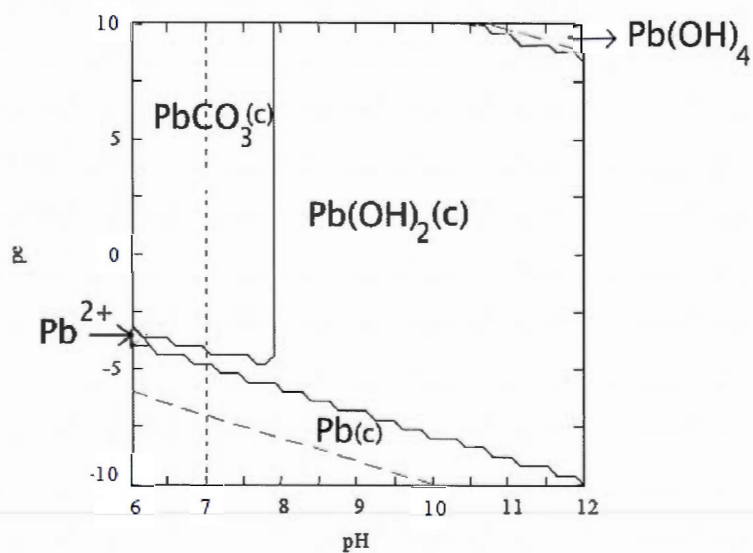
Fe/MnOOH > carbonates > MO > silicates (Fageria, Baligar et Clark, 2002)

Sa solubilité est faible et son temps de résidence dans le sol est significativement plus élevés que celui des autres ETM (~ 250 ans) (Klaminder et al. 2006, cité dans Hedhli, 2010).

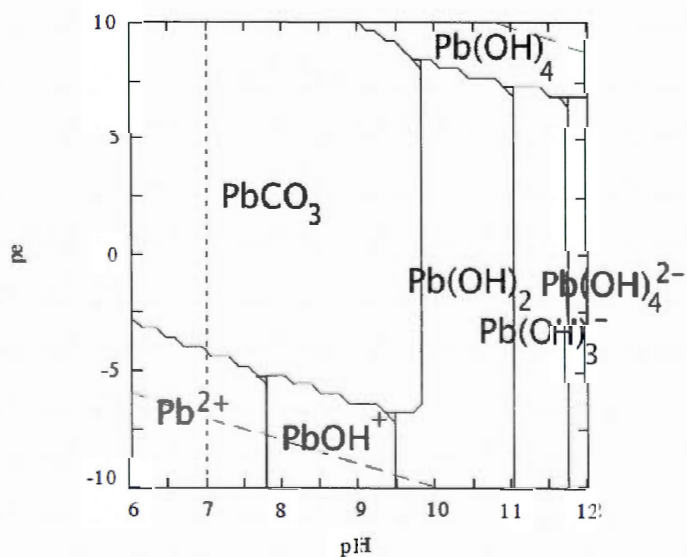
En milieu aqueux, il existe sous la forme Pb^{2+} et Pb^{4+} ; ces espèces ioniques précipitent avec des carbonates dans des conditions oxydantes à pH neutre. En condition réductrice, pour des pH > 9 des hydroxydes de plomb font leur apparition (figure 1.13)

Figure 1.13: Diagramme de prédominance pH/pe : (a) principales phases solides du Pb, (b) principales espèces aqueuses du Pb. $[\text{CO}_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite, $[\text{Ca}^{2+}] = 0,10 \text{ mM}$, $[\text{Pb}^{2+}] = 50 \text{ }\mu\text{M}$, $[\text{SO}_4^{2-}] = 1 \text{ mM}$, $[\text{PO}_4^{3-}] = 50 \text{ }\mu\text{M}$

(modifié d'après Burnol, Duro et Grive, 2006)



(a)



(b)

1.2.1.8 Bio-physico-chimie du Co

Minéralogiquement, la cobaltite (CoS_2), la smaltite (CoAs_2) et la linnéite (Co_3S_4) sont les espèces cobaltifères par excellence (Bisson *et al.*, 2006a)

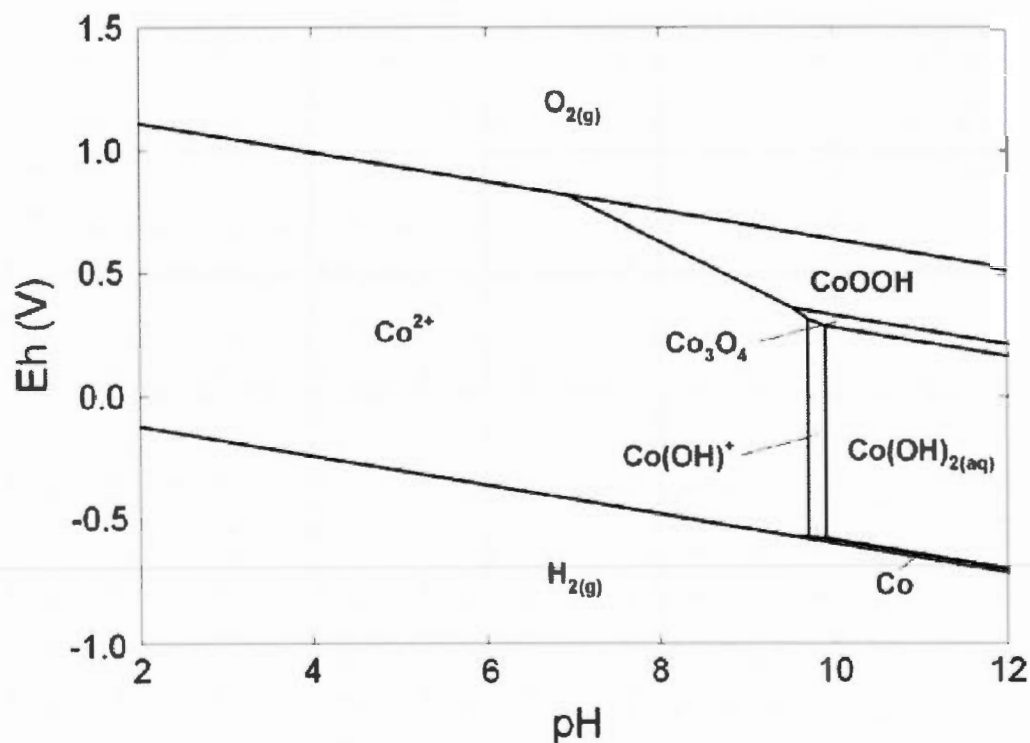
Pour ce qui est du Co «anthropogénique», c'est majoritairement sous forme d'oxyde qu'on le retrouve dans les sols / sédiments (Kim, Gibb et Howe, 2006). Mais, il peut également être adsorbé sur des argiles - les montmorillonites et les illites tout particulièrement-.

Les fractions liées aux carbonates et à la MO sont moins stables dans le temps (spéciation évolutive) (Bisson *et al.*, 2006a)

Le cobalt affiche deux degrés d'oxydation dans l'environnement : Co^{3+} et Co^{2+} . En milieu aquatique, Co^{2+} est davantage «complexé» (formation d'oxydes ou d'hydroxydes) que Co^{3+} (Collins et Kinsela, 2010 ; Environnement Canada, 2013a) (figure 1.14)

Figure 1.14 : Diagramme de prédominance pH/Eh du Co en milieu aqueux. 10^{-9} M Co (concentration totale) en système fermé à 25°C

(tiré de Collins et Kinsela, 2010)



Les quatre composés prioritaires en terme de risque (Environnement Canada, 2013a), sont regroupés dans le tableau 1.10.

Ils répondent tous au critère de persistance, mais pas à celui de bioaccumulation telle que définie par le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (SOR/2000-107)

Il est à noter que du Co^{60} - résidus de l'industrie nucléaire- est également retrouvé dans les eaux souterraine en Amérique du Nord (Collins et Kinsela, 2010).

Tableau 1.9 : Composés/sels formés de cobalt potentiellement présents dans les sédiments

Composés/sels	Formules brutes
Cobalt élémentaire	Co
Dichlorure de Cobalt	CoCl ₂
Sulfate de cobalt	Co.H ₂ O ₄ S
Cobalt-acide sulfurique	Co.xH ₂ O ₄ S

Une insuffisance respiratoire, des effets cardiovasculaires et hépatiques sont quelques-uns des risques associés à une exposition chronique au Co (inhalation, ingestion...) (Bisson *et al.*, 2006a)

1.2.1.9 Particulatité minéralogique du fleuve Saint-Laurent

Les travaux de Saulnier et Gagnon (2003, 2006) ont permis d'évaluer les teneurs *naturelles* - soit exempt de l'influence anthropique - (Environnement Canada et MDDEP, 2007) des sédiments retrouvés dans la section fluviale du Saint-Laurent. Le matériel sédimentaire est prélevé, jusqu'à 300 m de profondeur, pour analyse.

À cet effet, les auteurs distinguent deux types de matériel :

- les physils postglaciaires -ceux déposés dans la Mer de Champlain il y a plus de 8000 ans ainsi que ceux de la phase lacustre Lampsilis- ;
- les sédiments, plus récents, mais datant toutefois de l'ère préindustrielle (avant 1920).

En terme de propriétés physiques, les physils postglaciaires sont surtout reconnus pour leur cohésivité et leur aspect varvé, auxquels s'ajoute une couleur gris bleutée singulière.

Quant aux sédiments plus récents de l'ère préindustrielle, ils s'accumulent -dans différents tronçons du fleuve Saint-Laurent- sous la forme de lits sédimentaires de faible épaisseur (Lavoie et Pelletier, 2003)

Cette distinction faite, les résultats tirés des travaux de Saulnier et Gagnon (2003, 2006) conduisent au constat que les concentrations médianes *totales*⁶, *recupérables totales*⁷ et *extractibles totales*⁸ en Cu, Ni et Cr dans les physils postglaciaires, sont supérieures à celles des sédiments préindustriels.

En l'occurrence, les différences minéralogiques entre les deux matrices sont déterminantes, les auteurs considérant que ces concentrations plus importantes en ETM sont à corrélérer avec les quantités d'argile et de sulfure -plus élevée dans les physils post-glaciaires (Tableau 1.10).

Une question se pose alors : les teneurs *naturelles* -toutes matrices confondues- présentent-elles un risque pour l'environnement ?

⁶ : Minéralisation complète de l'échantillon avec de l'acide perchlorique, nitrique, hydrochlorique et hydrofluorique : mélange dissolvant tous les métaux associés aux sédiments.

⁷ : Combinaison d'acide hydrochlorique et nitrique auxquels on ajoute de l'acide perchlorique : solubilise toutes les phases sauf celles associées aux silicates amorphes.

⁸ : Quantités de métaux réellement biodisponible : ETM extraits à froid avec de l'acide chlorhydrique 1N.

Tableau 1.10: Différences minéralogiques entre physils post glaciaires et sédiments préindustriels

(modifié de Saulnier et Gagnon, 2006)

Espèces minérales et contenu en MO (% poids)	Physils post-glaciaires	Sédiments préindustriels
Quartz	13.5	50-70
Feldspath	24	20-30
Mica	17	<1
Argiles	24	trace
Amphiboles	6.5	2-3
Pyroxène	<1	<1
Carbonates	7	-
Oxides	1.5	1-3
Sulfures	2.25	trace
Minéraux accessoires	traces	trace
Matière organique	0.1-2.0	0.01-2.6

Selon Saulnier et Gagnon (2006), 60 à 75% du Cu, Pb, et Ni, présent dans les physils post-glaciaires *et* les sédiments préindustriels sont associés à la phase aluminosilicaté, donc très peu disponible. Le risque écotoxicologique inhérent aux teneurs naturelles en ETM est donc relativement faible.

D'après les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec (2007), ces teneurs *naturelles*, considérées comme acceptables pour le benthos qui s'est développé dans un tel contexte, sont à même d'être utilisées comme Concentration seuil produisant un effet (CSE).

Entre 1999 et 2003, des campagnes d'échantillonnage menées sous la direction du MDDEP et d'Environnement Canada ont permis de déterminer les teneurs *-ambiantes*

cette fois-ci- de tous les lacs fluviaux du Saint-Laurent. Ces teneurs peuvent être d'origine *naturelle* et/ou anthropique.

Elle témoigne, en tous les cas, d'un enrichissement diffus en ETM après 1920 ; soit les débuts de l'industrialisation au Québec.

1.2.2 Les hydrocarbures

Les hydrocarbures peuvent être d'origine pyrolitique, pétrogénique ou encore biogénique (Jacquot *et al.*, 1999 ; Rocher et Moilleron, 2001 ; Prince *et al.*, 2013).

Les sources pyrolitiques naturelles (feux, volcanisme) et/ou anthropiques (industrielle) ainsi que les sources pétrogéniques (déversements pétroliers) constituent néanmoins l'apport principal en hydrocarbure dans l'environnement (Soltani, 2004).

Les produits pétroliers sont une combinaison de plus d'une centaine d'hydrocarbures différents, dans des proportions qui fluctuent selon le procédé employé. On distingue les coupes *légères* (gaz et essence, 1 à 4 atomes de carbone pour le gaz, 5 à 10 pour l'essence), des coupes *intermédiaires* (kérosène et gazoles, 10 à 14 atomes de carbone pour le kérosène, 14 à 25 pour les gazoles) et des coupes *lourdes* pouvant aller jusqu'à 50 atomes de carbones (distillats sous vide et résidu sous vide) (Pereira de Oliveira, 2013)

Les cinq familles principales reconnues et documentées sont :

- les alcanes ;
- les cycloalcanes ;
- les alcènes ;
- les aromatiques ;
- les *autres* (cyclooléfines, alcynes...) (Leahy, 1990 ; Muijs et Jonker, 2011 ;CEAEQ, 2007 ;Wauquier, 1994 cité dans Pereira de Oliveira, 2013).

Des composés qualifiés d'«hétéroatomiques» car constitués d'atomes de soufre azote et oxygène en plus du carbone et de l'hydrogène, sont aussi observés dans certains mélanges d'hydrocarbures (Pereira de oliveira, 2013).

Les hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ présents dans nos sédiments dragués- sont *typiquement* constitués de (Fuhr, 2008; Environnement Canada, 2010):

- entre C_{10} et C_{20} :

73 % d'alcane et cycloalcane, 26 % d'hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) et 1 % d'hétéroatomiques;

- entre C_{20} et C_{50} :

24 - 42,5 % d'alcane, 29 - 55% d'aromatiques (monocycliques et polycycliques) et 15 - 17% d'hétéroatomiques.

1.2.2.1 Les alcanes

Les alcanes sont des hydrocarbures aliphatiques saturés, chaque atome de carbone étant comblé par quatre autres atomes de carbone ou d'hydrogène. Leur chaîne peut être linéaire (n-alcane) ou ramifiée (alcane ramifié ou isoalcane) et ne comporte que des liaisons simples. Ils se présentent sous forme gazeuse jusqu'au C_4 , liquide jusqu'à C_{17} et solide (d'aspect similaire à celui d'une huile lourde) une fois ce seuil dépassé.

De par la stabilité de leurs liaisons C-C et C-H, les alcanes ont comme particularité d'être peu réactifs et très peu solubles. Ils sont cependant sensibles à la photodégradation et aux très hautes températures (RECORD, 2007). Quant à leur toxicité, elle augmente avec le nombre de carbone (tableau 1.11).

Tableau 1.11: Toxicité aigüe chez le crustacé zooplanctonique *Daphnia magna* de certains n-alcanes

(modifié de Bird et Molton, 1969, cité dans RECORD, 2007)

Substrat	Solubilité en mg/L	CL 50 (mg/L) Calculée	Toxicité
Pentane	38	59	Faiblement toxique
n-Hexane	9.5	22	Faiblement toxique
n-Heptane	2.7	non disponible	non disponible
n-Octane	0.66	3.3	Modérément toxique
n-Decane	0.05	0.6	Toxique

La biodégradation aérobie des alcanes linéaires est régie par des oxygénases conduisant à la formation d'acide gras et d'alcool (tableau 1.12). Plus la chaîne est longue ($C > 10$) plus les hydrocarbures sont dégradés rapidement. Il est à noter que les alcanes ramifiés sont les plus réfractaires à la biodégradation (Soltani M., 2006).

Des études plus récentes (Massias, Grossi et Bertrand, 2003; Kolukirik, Ince et Ince, 2011) démontrent que la biodégradation anaérobie des alcanes linéaires est également possible sous conditions naturelles.

Tableau 1.12: Métabolites issus de la dégradation des alcanes par *Pseudomonas*

(tiré de Bird et Molton, 1969 cité dans RECORD, 2007)

Substrat	Organisme	Produits identifiés
Heptane	Aucune désignation	Acide carboxylique C ₅ , C ₂ et C ₁
Hexane	P473	Acide carboxylique C ₆ , C ₄ , C ₃ et C ₂
Heptane		Acide carboxylique C ₇ , C ₆ , C ₅ , C ₄ , C ₃ et C ₂
Heptane		Acide succinique et carboxylique C ₇ , C ₆ , C ₅ , C ₄ , C ₃ et C ₂
Hept-1-ène		Acide glutarique, acide pent-4-énoïque, acide hept-6-énoïque
Heptane	P. aeruginosa	Hept-1-ène
Heptane	'R'	Acide Heptanoïque, Acide pimélique
Octane		Acide Butyrique, acide acétique, acide adipique et acide subérique
Octane	Aucune désignation	Acide acétique, acide propionique et acides non identifiés
Décane	P. aeruginosa 9904	Acides C ₇ , C ₈ , C ₉ , C ₁₀ ; 1-, 2-, 3-, 4- et 5-décanols+ 1-5-kétones
Tétradéc-1-ène	P. aeruginosa	Acide tétradécanoïque et acide tétradéc-13-énoïque
Hexadécane	Aucune désignation	Hexadécanol
Hexadécane	P. aeruginosa	Acide palmitique, acide palmitoléique, acide stérique, acide oléique, acide b-hydroxylaurique et b-hydroxymyristique
Hexadécane	Aucune désignation	Hexadéc-1-ène
Octadécane	Aucune désignation	Octadécanol

1.2.2.2 Les cycloalcanes

Les cycloalcanes sont constitués d'au moins une structure cyclique, généralement à 5 ou 6 atomes (cyclopentane, cyclohexane...).

Leur biodégradation aérobie est très lente puisqu'ils ne comportent pas de groupe méthyl terminal. Ce sont les chaînes alkyles qui sont le support de l'action microbienne.

En outre, rares sont les micro-organismes susceptibles d'utiliser les cycloalcanes comme unique source de carbone ; dans ce contexte, un cométabolisme par culture mixte est souvent nécessaire (RECORD, 2007 ; Lee et Cho, 2008).

Leur toxicité augmente également avec le nombre de cycle (tableau 1.13) et les produits de dégradation sont de types acides gras et alcools comme pour les alcanes (Pelmont, 2005 ; Okoh, 2006).

Tableau 1.13 : Toxicité aigüe chez le crustacé zooplanctonique *Daphnia magna* de certains cyclo-alcanes

(modifié de Bird et Molton, 1969 cité dans RECORD, 2007)

Substrat	Solubilité en mg/L	CL 50 (mg/L) Calculée	Toxicité
Cyclopentane	non disponible	140	Non toxique
Cyclohexane	55	2.4-63	Faiblement toxique
Méthylcyclohexane	non disponible	24	Faiblement toxique
Cycloheptane	non disponible	0.74	Toxique

Harder (1997) et Musat *et al.* (2010) démontrent la biodégradabilité anoxique du cyclohexane en présence de nitrate comme accepteur d'électrons.

1.2.2.3 Les aromatiques monocycliques

Les BTEX - Benzène, Toluène (*méthylbenzène*), *Éthylbenzène* et Xylènes (*diméthylbenzène*) - principaux hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) ont la particularité d'être constitués de carbone, d'hydrogène et d'un seul cycle benzénique.

Leurs propriétés physico-chimiques ont été abondamment étudiées : ils sont liquides, volatils, inflammables avec une solubilité relativement faible dans l'eau, mais très importante dans l'huile et les solvants organiques.

L'affinité pour la MO régit la mobilité dans les sols/sédiments de la portion non volatilisée. (Walker et al., 2006 cité dans Negraia, 2010).

Extrêmement toxique, (Anneser *et al.*, 2008 ; Jo *et al.*, 2008) leur potentielle biodégradabilité est étudiée avec soins sachant que les produits d'altérations des hydrocarbures sont parfois plus nocifs que le contaminant d'origine (MDDEP, 1999 ; Alexander, Tang et Alexander, 2002 ; Dufresne, 2013)

D'après Shim et al., 2005 (cités dans Mazzeo *et al.*, 2010) une culture mixte de bactéries *P. putida* et *P. fluorescens* peut conduire à la minéralisation complète des BTEX, en condition aérobie ou anaérobie sans produits métaboliques intermédiaires

1.2.2.4 Les aromatiques polycycliques

16 HAP sont jugés prioritaires dans la région des Grands Lacs et le bassin du Saint-Laurent (Rollin et al., 2005; Soucy, 2010) (tableau 1.14) : le benzo(b,k)fluoranthène, le chrysène, le fluoranthène, le phénanthrène, le benzo(a)anthracène, le benzo(a)pyrène et le pyrène -associés à nos sédiments de dragage- en font partie.

On distingue les HAP légers constitués au plus de 3 cycles aromatiques (en l'occurrence le phénanthrène), des HAP lourds qui en compte 4 à 6 (4 cycles aromatiques pour le chrysène, fluoranthène, benzo(a)anthracène et pyrène ; 5 pour le benzo(b,j,k)fluoranthène et benzo(a)pyrène) (CCME, 1999a) .

Tableau 1.14: Liste des 16 HAP classés prioritaires par l'US-EPA(tiré de Rollin et *al.*, 2005)

Nom	Nombre de cycles	Formule chimique
Naphtalène	2	C ₁₀ H ₈
Acénaphthylène	3	C ₁₂ H ₈
Acénaphtène		C ₁₂ H ₁₀
Fluorène		C ₁₃ H ₁₀
Anthracène		C ₁₄ H ₁₀
Phénanthrène		C ₁₄ H ₁₀
Fluoranthène		C ₁₆ H ₁₀
Pyrène	4	C ₁₆ H ₁₀
Benzo(a)anthracène		C ₁₈ H ₁₂
Chrysène		C ₁₈ H ₁₂
Benzo(a)pyrène		C ₂₀ H ₁₂
Benzo(b)fluoranthène	5	C ₂₀ H ₁₂
Dibenzo(ah)anthracène		C ₂₂ H ₁₄
Benzo(k)fluoranthène		C ₂₀ H ₁₂
Benzo(ghi)peryène		C ₂₀ H ₁₂
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	6	C ₂₂ H ₁₂

Au niveau sédimentaire, leur hydrophobicité sous-tend leur affinité pour la MO au niveau de la phase solide. Le benzo(k)fluoranthène possède d'ailleurs une capacité de sorption considérable (19800-23600 cm³/g).

En règle générale, la relation solubilité - poids moléculaire est inversement proportionnelle. Ils ont aussi extrêmement lipophiles. (RECORD, 2007).

La nocivité des HAP est clairement documentée : le principal risque réside dans la métabolisation sous forme époxyque des HAP absorbés par les organismes vivants : les époxydes se lient, entre autres à l'ADN et induisent des effets mutagènes

(RECORD, 2007). L'atténuation de leur toxicité est un enjeu majeur pour la santé publique.

En terme de biodégradabilité, les HAP lourds sont considérés comme persistants dans l'environnement avec des temps de demies-vies jusqu'à 5 fois plus importants (tableau 1.15 et 1.16).

Les milieux aérobies sont particulièrement propices à la dégradation des HAP notamment par voie bactérienne.

(1) La désorption particulaire des HAP favorisant le contact avec les bactéries et (2) les réactions d'oxygénases, sont les mécanismes précurseurs de la biodégradation.

D'un point de vue physico-chimique, un pH de 7 à 7,8 ; une température entre 20 et 30°C et une humidité comprise entre 25% et 90% correspondent aux conditions idéales de biodégradation bactérienne des HAP (RECORD, 2007).

**Tableau 1.15 : Synthèse des informations relatives au paramètre $T_{1/2}$ des HAP en présence dans la matrice étudiée -
Eaux milieu aérobie et anaérobie**

(modifié de Rollin et *al.*, 2005)

	Eaux Milieu Aérobie		Eaux Milieu Anaérobie	
	Nombre de références	Domaine de variation $T_{1/2}$ (jours)	Nombre de références	Valeur ou domaine de variation $T_{1/2}$ (jours)
Phénanthrène	1	36 - 180	-	-
Fluoranthène	1	4 - 83	-	-
Pyrène	-	-	-	-
Chrysène	-	-	-	-
Benzo(b)fluoranthène	1	3,50 - 47	-	-
Benzo(k)fluoranthène	1	4,50 - 43	-	-
Benzo(i)fluoranthène	-	-	-	-
Benzo(a)anthracène	-	-	-	-
Benzo(a)pyrène	1	2 - 26	-	-

Tableau 1.16 : Synthèse des informations relatives au paramètre $T_{1/2}$ des HAP en présence dans la matrice étudiée - Sols milieu aérobie et anaérobie

(modifié de Rollin et *al.*, 2005)

	Sols Milieu Aérobie		Sols Milieu Anaérobie	
	Nombre de références	Domaine de variation $T_{1/2}$ (jours)	Nombre de références	Domaine de variation $T_{1/2}$ (jours)
Phénanthrène	13	0,61 - 5475	3	2,60 - 800
Fluoranthène	9	44 - 6205	1	560 - 1760
Pyrène	12	3 - 6570	2	15,80 - 7600
Chrysène	5	5,50 - 1900	2	180 - 4000
Benzo(b)fluoranthène	7	113 - 9855	1	1440 - 2440
Benzo(k)fluoranthène	5	132 - 3175,50	1	3640 - 8560
Benzo(i)fluoranthène	-	-	-	-
Benzo(a)anthracène	8	4 - 7220	2	270 - 2720
Benzo(a)pyrène	14	2 - 9490	1	228 - 2120

La voie fongique est également à considérer : les champignons lignolytiques possèdent à l'inverse des bactéries, des enzymes extracellulaires de type peroxydase susceptible de dégrader les HAP non biodisponibles (adsorbés).

Dans l'état des connaissances actuelles, la dégradation bactérienne demeure tout de même la plus complète et la plus rapide. (Cerniglia, 1997; Kotterman et *al.*, 1998 cités dans Amellal, 2003).

Dans des conditions anaérobies, la carboxylation et l'hydroxylation initient le processus de biotransformation (Bedessem et *al.*, 1997 ; Meckenstock et *al.*, 2000 cités dans RECORD, 2007). Il est en fait conditionné par la présence d'accepteurs d'électrons dans l'environnement (nitrate, sulfate, fer...).

1.2.2.5 Biodégradation et métabolites des HAP à 3 cycles : le cas du phénanthrène

Les dioxygénases permettent la métabolisation du phénanthrène en composé dihydrodiols puis en acide protocatéchique en fin de course (Laveuf, Dictor et Saada, 2003). Les bactéries responsables (celles potentiellement retrouvés dans des sédiments d'eau douce) ainsi que les métabolites intermédiaires sont recensés dans le tableau 1.17.

Tableau 1.17 : Métabolites de la dégradation du phénanthrène par voie bactérienne⁹

(tiré de Laveuf, Dictor et Saada, 2003)

Composé	Bactéries (genre)	Métabolites
Phénanthrène	Aeromonas Alcaligenes Arthrobacter Beijerinckia Micrococcus Mycobacterium Pseudomonas Rhodococcus Nocardia Flavobacterium Streptomyces Acinetobacter Sphingomonas Agrobacterium Burkholderia Bacillus	Phénanthrène cis-1,2,3,4 et 9,10-dihydrodiols; 3,4-dihydroxyphénanthrène; acide cis-4-(1-hydroxynapht-2-yl)-2-oxobut-3-énoïque; 1-hydroxy-2-naphtaldéhyde; acide 1-hydroxy-2-naphtoïque; 1,2-dihydroxynaphtalène; 2-carboxybenzaldéhyde; acide 0-phtalique; acide protocatéchuïque

Des champignons peuvent également biodégrader le phénanthrène avec l'acide diphénique comme produit final (tableau 1.18).

⁹ : Seules sont indiqués les bactéries potentiellement retrouvées dans les sédiments de dragage.

Tableau 1.18 : Métabolites de la dégradation du phénanthrène par voie fongique

(tiré de Laveuf, Dictor et Saada, 2003)

Composé	Champignons (genre)	Métabolites
Phénanthrène	Cunninghamella Phanerochaete Trametes Coriolopsis Aspergillus Kuehneromyces Bjerkandera Pleurotus Syncephalastrum	Phénanthrène trans-1,2-dihydrodiol; phéanthrène trans-3,4-dihydrodiol; phénanthrène trans-9,10-dihydrodiol; glucoside conjugué du 1-phénanthrol; 3,4 et 9 hydroxyphénanthrène; acide 2,2-diphénique

Les métabolites sont généralement des composés en «cis» lors d'une dégradation bactérienne et en «trans» par voie fongique (RECORD, 2007)

En présence d'autres HAP, les bactéries propres à la dégradation du phénanthrène sont en compétition métabolique : le taux de biodégradation de la molécule est nécessairement réduit (Yuan *et al.*, 2001)

Les produits de dégradations ont généralement une mobilité et une solubilité accrues ; ils peuvent également présenter une toxicité (Gabet, 2004). Les sous produits connus du phénanthrène sont cependant moins toxiques que les produits d'origine (RECORD, 2007 ; Tsai, Kumar et Lin, 2009 ; Feng *et al.*, 2012)

1.2.2.6 Biodégradation et métabolites des HAP à quatre et cinq cycles : le cas du chrysène, fluoranthène, pyrène, benzo(b,j,k)fluoranthène, benzo(a)pyrène et benzo(a)anthracène

La dégradation des HAP lourds est plus difficile de par leur faible biodisponibilité (faible solubilité) (Gschwend et Hites, 1981 ; Macckay et al., 1992 ; Stark et al., 2003 cités dans Pelletier *et al.*, 2009) mais également de par le nombre limité de bactéries et de champignons capable de les métaboliser (tableau 1.19)

Quelques dioxygénases fongiques et bactériennes sont tout de même effectives (Simarro *et al.*, 2013) avec une attaque successive des noyaux benzéniques (voie métabolique semblable à celle du naphthalène) (Bernal-Martinez, 2005). Cette biodégradation est cependant extrêmement lente (CCME, 2010).

Par ailleurs, en 2011, Chang Chien *et al.*, 2011 démontrent que les oxydes de manganèse sous leur forme allotropique δ peuvent dégrader de manière significative le pyrène sans aide de la photolyse.

En ce qui concerne l'écotoxicité des métabolites, il est démontré que les dérivés à base de quinone peuvent affecter les microorganismes responsables de la dégradation des HAP (Zhong *et al.*, 2011)

Le pyrène, tout particulièrement, présente un sous-produit de dégradation (le 1-hydroxypyrene) également toxique pour les microorganismes (Giessing et Johnsen, 2005)

Tableau 1.19 : Métabolites -connus- de dégradation des HAP lourds, associés aux sédiments dragués

(tiré de Laveuf, Dictor et Saada, 2003)

Composés	Bactéries (genre)	Métabolites	Champignons (genre)	Métabolites
Fluoranthène	Alcaligenes Mycobacterium Pseudomonas Rhodococcus	7-acénaphtène; 7-hydroxyacénaphthylène; 3-hydroxyméthyl-4,5-benzocoumarin; acide 9-fluorénone-1-carboxylique; 8-hydroxy-7-méthoxyfluoranthène; 9-hydroxyfluorène, 9-fluorénone; 1-acénaphténone; acide 9-hydroxy-1-fluorènegarboxylique; acide phthalique; 2-carboxybenzaldéhyde; acide benzoïque; acide phénylacétique; acide adipique	Cunninghamella	Fluoranthène trans-2,3-dihydrodiol; 8- et 9-hydroxyfluoranthène - trans-2,3 dihydrodiols; glucosides conjugués
Pyrène	Alicagenes Mycobacterium Rhodococcus	Pyrène cis- et trans-4,5-dihydrodiols; 4-hydroxypérinaphthénone; acide 4-phénanthroïque; acide phthalique; 1,2- et 4,5-dihydroxypyrène; acide cis-2-hydroxy-3-(périnaphthénone -9-yl)propénique; acide 2-hydroxy-2-(phénanthrène-5-one-4 -ényl)acétique; acide cinnamique	Cunninghamella Phanerochaete Crinipellis	1-hydroxypyrène; 1,6- et 1,8-dihydroxypyrène; pyrène trans-4,5-dihydrodiol; 1,6-pyrènequinone; 1,8-pyrènequinone; glucosides conjugués
Chrysène	Rhodococcus	aucun déterminé	-	-
Benzo(a)anthracène	-	-	-	-
Benzo(a)pyrène	-	-	-	-
Benzo (b,j,k) - fluoranthène	-	-	-	-

Préalablement, en 2003, Sepic, Bricelj et Leskovsek, testent la toxicité de 9 métabolites stables du fluoranthène sur *Scenedesmus subspicatus* (algue), *Pseudomonas putida* (bactérie) et sur les crustacés *Daphnia magna* et *Thamnocephalus platyurus*. Aucun effet toxique n'est démontré sur *S. subspicatus* et la majorité des métabolites présente même une toxicité de l'ordre de 37 à 3000 fois moins élevée que le produit d'origine.

L'action de *P. Putida* est quant à elle inhibée par l'acide benzoïque, produit intermédiaire de faible poids moléculaire.

Les premiers sous produits de dégradation 9-fluorenone et 9-hydroxyfluorene, sont toxique pour *D. magna* mais pas pour *T. platyrius* ; ce dernier étant plutôt affecté par 2-carboxybenzaldehyde.

Le benzo(b,j,k)fluoranthene tout comme le chrysène est fortement cancérogène et particulièrement difficile à dégrader (Juhasz et Naidu, 2000 ; Neilson et Allard, 2008 ; CCME 2010 ; Sun *et al.*, 2010).

D'après Madsen et Kristensen (1997) l'utilisation de surfactant (alcool ethoxylate) permet, néanmoins, d'augmenter significativement leur biodégradabilité.

Le risque écotoxicologique des HAP lourds est cependant mitigé puisqu'ils sont fortement adsorbés par la MO et donc peu biodisponibles (CCME, 2010).

1.2.2.7 Les hétéroatomiques

Les hétéroatomiques comprennent des atomes de soufre (organique ou inorganique), d'azote, d'oxygène ou encore des ETM (Ni^{2+} et VO^+) dans leur chaîne carbonée.

Ces éléments peuvent donc être relargués en cas de dégradation.

L'oxygène carboxylique, phénolique, et celui issu des éthers, cétones et autres aldéhydes influencent le pH du pétrole (Perreira de Oliveira, 2013).

1.3 Modélisation de la mobilisation des polluants

1.3.1 Processus influençant la répartition générale des polluants

Les caractéristiques propres aux contaminants organiques et inorganiques gèrent l'équilibre de leur répartition dans le milieu (tableau 1.20)

Tableau 1.20: Caractéristiques physico-chimiques des polluants organiques et inorganiques

(modifié d'après Pellet, 1994 cité dans Lemièrre *et al.*, 2001)

Critères de comportement	Grandeurs caractéristiques	Polluant organique	Polluant inorganique
Capacité à se solubiliser	Solubilité dans l'eau	X	X
Ecoulement vertical du fluide	Densité du liquide par rapport à l'eau	X	X (Hg)*
	Viscosité	X	
Capacité à se volatiliser	Tension de vapeur	X	
	Température d'ébullition	X	
	Constante de Henry	X	
Migration verticale des vapeurs	Densité des vapeurs, par rapport à l'air	X	
Affinité avec l'eau (polarité, hydrophobie)	Coefficient de partage eau/octanol (Kow)	X	
Capacité à être piégé (adsorption)	Coefficient de partage eau/carbone organique (Koc) Coefficient de partage liquide/solide ? (Kd)	X	X

Différents coefficients sont utilisés (El Azzi, 2012):

K_{ow} : coefficient de partage eau-octanol, est utilisé indirectement pour caractériser la bioaccumulation potentielle des substances organiques.

K_d : coefficient de partage eau-sol, rapport entre la concentration d'un composé inorganique en solution et la concentration fixée par la phase particulaire solide.

K_{oc} : coefficient de partage carbone organique-eau. $K_{oc} = K_d * \%CO$

1.3.2 Conceptualisation théorique

Les modèles développés (empiriques ou mécanistes) visent -entre autres- à (Burnol, Duro et Grive, 2006) :

- quantifier le relargage potentiel des contaminants (vitesse de dissolution) ou leur sorption ;
- quantifier l'indice de saturation des fluides associés et donc la néoformation éventuelle de phases minérales en cas de relargage avéré des polluants ;
- simuler les « *processus de coprécipitation* » présumés.

Intéressons-nous aux cas qui nous intéressent tout particulièrement (cf. hypothèses de recherche n° 3 et n° 4) : ceux de la quantification de la sorption et de la formation potentielle de phases secondaire.

Pour la quantification de la sorption, on utilise communément des isothermes linéaires du type (Bataillard et *al.*, 2012) :

$$Q = K_D C_{eq} \quad (1.9)$$

avec :

Q : quantité de polluant fixée sur la matrice solide (mg/kg);

K_D : coefficient de partage eau-sol;

C_{eq} : concentration en contaminant en solution à l'équilibre.

Ces indices mesurés -à une température donnée- supposent une sorption continue de la matrice solide et n'intègrent donc pas l'éventuelle saturation dans le temps des sites de fixation.

C'est un reproche récurrent des modèles linéaires.

Dans le cas des ETM, des modèles tels que le coefficient de Freundlich, de Langmuir ou de Temkin sont plus réalistes puisqu'ils tiennent compte empiriquement et mathématiquement de cette non-linéarité phénoménologique (Vega, Covelo et Andrade, 2011; Bataillard et *al.*, 2012).

Pour ce qui est de l'évaluation de la précipitation de phases secondaire, on calcule l'indice de saturation (IS) tel que (Burnol, Duro et Grive, 2006) :

$$IS = \log(IAP/K_s) \quad (1.10)$$

Avec :

IAP : produit des activités ioniques (sans unité);

K_s : constante de la solubilité des produits ioniques (sans unité).

Si $IS < 0$: la dissolution du minéral se fait sans formation de phases secondaires (solution *sous-saturée*);

Si $IS = 0$: c'est l'équilibre thermodynamique; le système est stable;

Si $IS > 0$: il y a formation possible de phases secondaires (solution sursaturée).

À noter que dans le cadre du projet de thèse ci-présenté, ce sont les métaux extractibles totaux qui sont mesurés dans l'eau d'*exhaure* et non les métaux *dissous*.

La formation éventuelle de phases secondaires est donc prise en compte dans le calcul de la concentration *extractible total* (CEAEQ, 2010c).

Si l'utilité des modèles théoriques n'est plus à débattre, il n'en demeure pas moins qu'ils présentent certaines contraintes puisqu'il faut *précisément* (Burnol, Duro et Grive, 2006):

- mettre l'emphasis sur les phénomènes que l'on considère *susceptibles* d'intervenir dans le système ;
- choisir et utiliser des bases de données thermodynamiques pertinentes pour les calculs, de spéciation notamment.

Aucune modélisation n'est réalisée dans le cadre de ce travail de recherche : les essais sont conduits sous condition naturelle afin de ne sous-estimer aucun paramètre.

Les résultats sont donc représentatifs des conditions biophysicochimiques réelles, qui ont prévalu durant la fenêtre temporelle allouée à l'expérimentation.

1.4 Cadre législatif

1.4.1 Dragage et gestion des sédiments

Le degré de contamination des sédiments en milieu fluvial est évalué d'après les *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application* (Environnement Canada et MDDEP, 2007) : prévention, dragage et restauration . Ce document introduit les cinq valeurs réglementaires sur lesquelles se fonde la caractérisation (appendice A): la *Concentration produisant un Effet Probable* (CEP), la *Concentration Seuil produisant un Effet* (CSE), la *Concentration d'Effets Rares* (CER), la *Concentration d'Effets Occasionnels* (CEO) et la *Concentration d'Effets Fréquents* (CEF). Les «effets» auxquels fait référence cette nomenclature sont d'ordre biologique: l'influence sur la reproduction, la croissance

ou la survie des espèces sont autant d'éléments mesurés pour la définition des normes.

Les données utilisées proviennent toutes de la *Biological Effects Database for Sediments*, constituée à 90% de valeurs issues de travaux réalisés aux États-Unis (Mac Donald et al., 2000 cité dans Environnement Canada et MDDEP, 2007).

Jusqu'en 2003, 90% des sédiments de dragage issus, annuellement, du fleuve Saint-Laurent, finissent rejetés en eau libre par relargage dans un site prédéterminé.

À l'heure actuelle, *ce modus operandi* n'est acceptable que pour de faibles volumes de matériel très peu contaminé (voir exempt de contamination) ; ceci afin de ne pas perturber le milieu benthique et ichthyen affecté par les perturbations de la bathymétrie, de l'hydrodynamique ainsi que par la hausse de la turbidité. La MES peut également jouer sur la teneur en O₂ local, tout dépendamment de la demande en oxygène associée (GÉODE, 2012).

Dans ce contexte, le dépôt terrestre apparaît comme une solution de plus en plus plébiscitée par les instances en charge de la gestion des ressources halieutiques (Rieussec, 2008).

En l'occurrence, la gestion des sédiments dragués est réalisée en milieu terrestre près de Montréal par le promoteur privé Gersol Construction Inc. L'opération est donc réglementée par (Ricard et Saumure, 2003): :

- la *loi canadienne sur la protection de l'environnement* (L.C. 1999, ch.33); (199
- la *loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (L.C. 2012, ch.19, art. 52);(2012)
- la *loi sur la protection des eaux navigables* (L.R.C. 1985, ch. N-22); (1985a)
- la *loi sur les pêches* (L.R.C. 1985, ch. F-14); (1985b)
- la *loi sur les espèces en péril* (L.C. 2002, ch.19);

auxquelles s'ajoutent:

- la loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., chap. Q-2);
- la loi sur la conservation et la mise en valeur de faune (L.R.Q, chap. C-61-1);
- le règlement municipal en vigueur (Laperle et Millette, 1989).

Les sédiments, une fois sortis de l'eau sont considérés comme des sols et doivent être régis conformément à la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* et sa grille de gestion des sols contaminés excavés intérimaire (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999). Cette dernière divise le matériel selon quatre niveaux de contamination : < critère A, plage A-B, plage B-C, > critère C (cf. chap . III: résultats). Elle définit, en plus, les modes de gestions possibles tels qu'illustrés dans le tableau 1.21.

La prémisses fondamentale étant qu' :

«une fois excavés ou récupérés, les sols contaminés doivent être gérés de telle sorte qu'ils ne constituent pas une nouvelle source de contamination pour l'environnement» (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999).

Le *règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés* (R.R.Q, c.Q-2, R.46) précise les modalités d'acheminement du matériel vers les lieux autorisés.

En 2001, l'entrée en vigueur du *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés* (R.R.Q, c.Q-2, R.18) contribue au développement de technologie visant le traitement et la revalorisation des terrains contaminés. Les sols fortement contaminés (C-D) ne peuvent être confinés sans avoir au préalable été *«décontaminés de façon optimale...»* (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999).

Tableau 1.21: Grille de gestion des sols contaminés excavés

(tiré de la PPSRTC, (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999))

Niveau de contamination	Options de gestion
< Critère A	1. Utilisation sans restriction.
Plage A - B	1. Utilisation comme matériaux de remblayage sur les terrains contaminés à vocation résidentielle en voie de réhabilitation* ou sur tout terrain à vocation commerciale ou industrielle, à la condition que leur utilisation n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination** du terrain récepteur et, de plus, pour un terrain à vocation résidentielle, que les sols n'émettent pas d'odeurs d'hydrocarbures perceptibles. 2. Utilisation comme matériaux de recouvrement journalier dans un lieu d'enfouissement sanitaire (LES). 3. Utilisation comme matériaux de recouvrement final dans un LES à la condition qu'ils soient recouverts de 15 cm de sol propre.
Plage B - C	1. Décontamination de façon optimale*** dans un lieu de traitement autorisé et gestion selon le résultat obtenu. 2. Utilisation comme matériaux de remblayage sur le terrain d'origine à la condition que leur utilisation n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination** du terrain et que l'usage de ce terrain soit à vocation commerciale ou industrielle. 3. Utilisation comme matériaux de recouvrement journalier dans un LES.
> Critère C	1. Décontamination de façon optimale*** dans un lieu de traitement autorisé et gestion selon le résultat obtenu. 2. Si l'option précédente est impraticable, dépôt définitif dans un lieu d'enfouissement sécuritaire autorisé pour recevoir des sols.

* Les terrains contaminés à vocation résidentielle en voie de réhabilitation sont ceux voués à un usage résidentiel dont une caractérisation a démontré une contamination supérieure au critère B et où l'apport de sols en provenance de l'extérieur sera requis lors des travaux de restauration;

** La contamination renvoie à la nature des contaminants et à leur concentration;*** Le traitement optimal est défini pour l'ensemble des contaminants par l'atteinte du critère B ou la réduction de 80 % de la concentration initiale et pour les composés organiques volatils (point d'ébullition < 180°C; constante de la Loi de Henry > à $6,58 \times 10^{-7} \text{ atm-m}^3/\text{g}$) par l'atteinte du critère B.

1.4.2 Réhabilitation des carrières et sablières

Le *règlement sur les carrières et sablières* en vigueur depuis août 1977 (R.R.Q. c. Q-2, r.2), encadre l'ensemble des opérations visant la restauration des sites en fin de vie. En l'occurrence, l'article 37 de la section VII, «restauration» stipule :

« [...] le plan de restauration du sol d'une carrière ou d'une sablière doit être constitué d'une ou plusieurs des options suivantes:

- a) régalage et restauration de la couverture végétale du sol (arbres, arbustes, pelouse ou culture);*
- b) remblayage par l'une ou l'autre des matières suivantes:*
 - i. de la terre, du sable, du gravier ou de la pierre;*
 - ii. des résidus de nature minérale issus de l'extraction d'agrégats;*
 - iii. des boues générées par les bassins de sédimentation utilisés dans les procédés d'extraction d'agrégats ou de transformation de pierre de taille, dont la siccité est égale ou supérieure à 15% et qui, lorsque mises à l'essai par un laboratoire accrédité par le ministre en vertu de l'article 118.6 de la Loi, ne contiennent pas de liquide libre; [...]»*

Une fois leur innocuité démontrée, les sédiments de dragage pourraient être aisément utilisés comme matériel de remblayage selon les critères définis.

Le processus est toutefois assujéti à l'obtention d'un certificat d'autorisation conformément à la section IV de la LQE et au *Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement* (R.R.Q. c. Q-2, r.23) (Leclerc, 2012).

1.5 Les techniques de réhabilitation : focus sur le traitement biologique et physicochimique utilisé dans le cadre du projet

Les différents techniques de réhabilitation employés et recensés par le Système de Gestion des terrains Contaminés (GTC) sont regroupés dans le tableau 1.22

Tableau 1.22: Liste des techniques de réhabilitation¹⁰

(modifié d'après Hébert et Bernard, 2013)

Traitement	Enfouissement	Valorisation
<ul style="list-style-type: none"> • Barrière perméable réactive • Bioaugmentation • Bioventilation • Bioventilation augmentée • Biostimulation • Désorption thermique • Extraction multiphase/pompage et traitement • Lavage/Lessivage • Oxydation chimique • Phytorestoration • Solidification/stabilisation 	<ul style="list-style-type: none"> • Élimination dans un DMS[*] • Élimination dans un LES, un LET, un LEET ou un LEDCD^{**} • Enfouissement dans un lieu d'enfouissement de sols contaminés • Confinement des sols 	<ul style="list-style-type: none"> • Valorisation dans un LES, un LET, un LEET ou un LEDCD • Autres valorisations^{***}

Les procédés de traitement s'articulent autour de trois méthodes principales :

¹⁰ * Élimination : « Incinération ou dépôt définitif dans des lieux d'enfouissement ou autres lieux visés par règlement » (Olivier, 1999 cité dans (Plante, 2005); ** Uniquement pour les sols AB ; *** Incorporation des sols contaminés dans un procédé industriel, dans l'asphalte, dans du béton

(1) les traitements biologiques, (2) physico-chimiques et (3) thermiques ((Tran, 2009) (Yvon, 2010), (Hébert et Bernard, 2013)).

À noter que les procédés physiques ne servent pas, *stricto sensu*, à la décontamination des sédiments. Elles permettent plutôt une ségrégation et un assèchement du matériel ce qui permet concrètement de dissocier les matrices problématiques de celles qui le sont moins (assèchement, centrifugation...).

Intéressons-nous particulièrement aux traitements *biologiques* et *physico-chimiques* (ajout de fumier de cheval *frais*, chaux et brassage mécanique) employés dans le cadre de notre recherche expérimentale :

L'ajout de fumier (exempt de contamination) et par la même, de MO rentre dans le cadre des techniques de *bioremédiation*. Le terme est générique et les procédés en eux-mêmes se déclinent différemment selon le mode opératoire et le protocole employé.

Dans le cas présent, l'apport en fumier *frais* (moins de 22 jours) vise :

- la fixation -par des sites spécifiques- des polluants organiques (Pignatello, 1998 ; Zhang et He, 2010) et inorganiques (EPA, 1997 ; Park *et al.*, 2013) afin de limiter leur biodisponibilité ;
- la bioaugmentation fongique et bactérienne (ADEME, 2006) des sédiments de dragage, ce qui va participer à :
 - la biodégradation des HAP et C₁₀C₅₀ qui demeurent *bioaccessibles* (Singh *et al.*, 2011).
 - la métabolisation des ETM (complexation avec la chitine cellulaire, synthèse de metallothionéines, séquestration vacuolaire...) (Joshi *et al.*, 2011 ; Skorick *et al.*, 2010, Guimares-Soares *et al.*, 2006, Sun and Shao, 2007 cités dans Vargas-Garcia *et al.*, 2012).

D'après Wei *et al.* (2012), la période d'activité biologique du fumier la plus élevée se situe entre 0 et 22 jours.

L'ajout d'amendement organique permet également de *structurer* les sédiments en plus de constituer un apport en éléments nutritifs (Singer et Munns, 1996).

Le fumier *de cheval* - particulièrement- a déjà été utilisé comme intrants dans des cas de sols/sédiments de dragage contaminés aux HAP, hydrocarbures pétroliers (U.S. Army Corps of Engineers, 1997; Ubani, 2012; Adams, 2013) et aux ETM (U.S. Army Corps of Engineers, 1987; Macci, 2013) avec des résultats significatifs : i.e. réduction de 99,66% du pyrène en biopile (ratio 2 :1 (w/w) sol contaminé/fumier) (Ubani, 2012); réduction de la phytodisponibilité du chromate (Bolan et al., 2003) dans le sol.

L'ajout d'amendement est généralement couplé à un brassage mécanique répété permettant ainsi de stimuler la flore aérobie (épandage in situ) (ADEME, 2006).

À noter que le taux de Ca^{2+} ainsi que sa *distribution* dans le fumier sont importants : en effet, le calcium peut rentrer en compétition avec les ETM sur les sites de fixation de surface des argiles (Wang, Chen et Forsling, 1997).

Pour ce qui est de la chaux, elle est communément utilisée dans l'optique d'augmenter le pH et participe -spécifiquement- à la séquestration des ETM associés aux sédiments de dragage (DOER, 2000; Seidel *et al.*, 2004; Hazen et Tabak, 2005).

Si en 2006, Löser *et al.* démontrent l'incapacité de la chaux à contrer l'oxydation du soufre, ils soulignent néanmoins sa faculté à neutraliser l'acide sulfurique généré : plus la quantité de chaux est élevée (en l'occurrence 100g/kg. sédiments⁻¹), plus longtemps le système demeure à pH > 7.

En ce sens, les ETM susceptibles d'être relargués en cas d'acidification du système sont inévitablement *stabilisés* (i.e : Zn, Ni et Cu).

Les études qui font part de l'utilité de la chaux dans une optique de bioremédiation des sols/sédiment de dragage) sont nombreuses (U.S EPA, 2005; Sinda *et al.*, 2009; Zhou et Haynes, 2010). La différence venant surtout de la quantité ajoutée,

généralement fonction des particularités minéralogiques des sédiments (ratio $(S/(Ca + Mg)))$).

D'après L. Trakal *et al.* (2011), la chaux *dolomitique* plus spécifiquement :

- a fait ses preuves dans la fixation du Pb, Cd et Zn dans le sol ;
- réduit également le prélèvement de ces ETM par le couvert végétal en plus de contribuer à son développement.

Cela étant dit, selon les *Lignes directrices sur la gestion des matières résiduelles et des sols contaminés traités par stabilisation* et solidification (Saint-Laurent, Burelle et Ouellette, 2011), le chaulage ne rentre pas *officiellement* dans la catégorie des procédés reconnus de stabilisation puisque certaines études (Dousset, Morel et Wiart, 1999 ; Pietz *et al.*, 1989 ; Morel *et al.*, 1988a cités dans Deschamps *et al.*, 2006) démontrent que l'effet associé ne perdure qu'entre 3 et 5 ans.

Dans le cas des sédiments de dragage:

- estimant l'oxydation des sulfures comme l'un des deux processus majeurs de génération acide (le second étant les pluies acides) (Bolan, Adriano et Curtin, 2003);
- supposant, d'après le modèle de Calmano *et al.*, cité dans Förstner (1995), que les AVS et la pyrite sont en grande partie «consommés» durant les premiers stades de l'oxydation (4 jours);

l'apport de chaux n'apparaît véritablement fondamental qu'au tout début du contact avec l'air atmosphérique. En l'occurrence, l'effet temporaire du chaulage ne représente pas une limite en soi.

CHAPITRE II

MÉTHODOLOGIE

2.1 Travaux de dragage

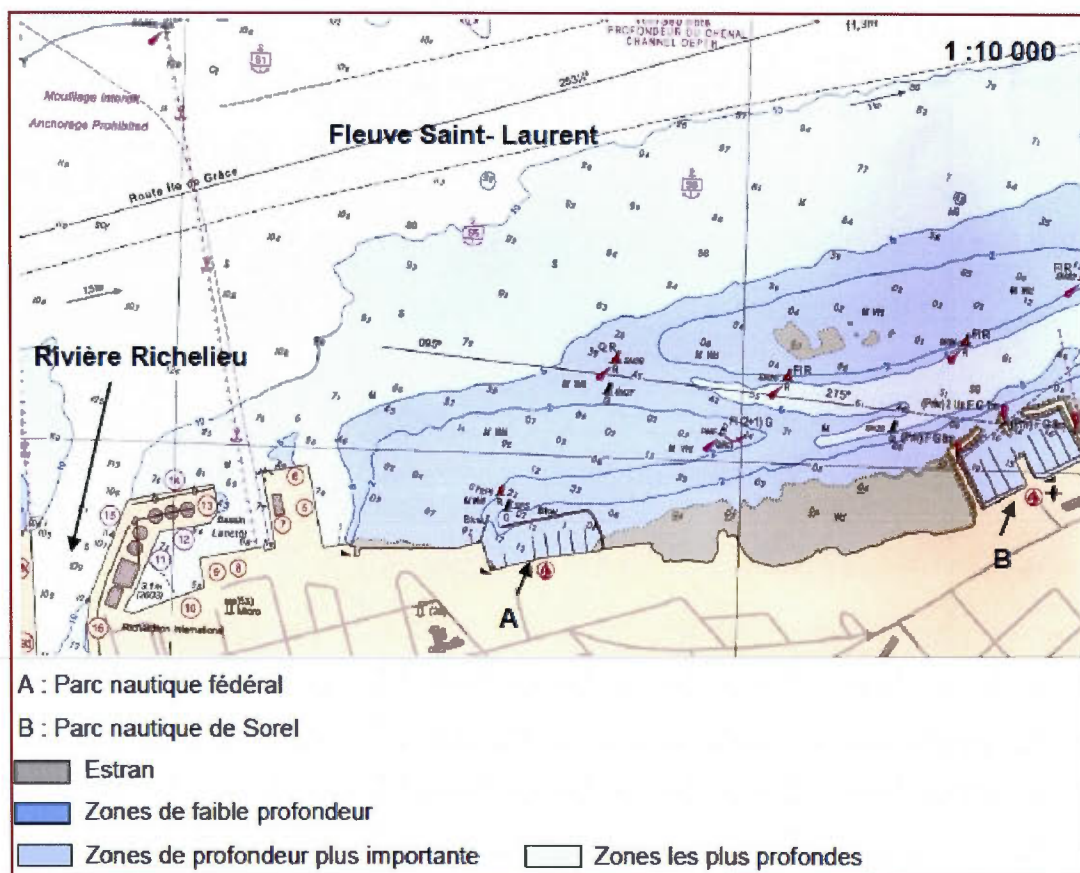
Les sédiments à l'étude proviennent de la marina de Saurel, située sur la Rive-Sud du fleuve Saint-Laurent, à l'est de l'embouchure de la rivière Richelieu, juste à la limite des municipalités de Sorel -Tracy (65 km de l'île de Montréal) et de Sainte-Anne-de-Sorel.

Elle est constituée de deux sections : (1) le parc nautique fédéral et (2) le parc nautique de Sorel (figure 2.1).

Le choix des zones de dragage s'est fait sur la base de campagnes d'échantillonnages antérieures -2002 , 2003 et 2004- réalisées par SNC Lavalin au niveau des deux parcs nautiques (PROCEAN, 2003 et 2004). En l'occurrence, -selon l'annexe 2 de la PPSRTC- la majorité des échantillons se situaient dans la plage A-B de contamination pour le parc nautique fédéral et sous le critère A, pour ce qui est du parc nautique de Sorel.

Figure 2.1: Localisation des deux parcs nautiques de la Marina de Sorel

(Carte marine n°1312, 2010)



Au total, 240 m³ de matériel sédimentaire ont été dragués le 21 avril 2011, à l'aide d'une rétrocaveuse mécanique munie d'un godet d'une capacité d'environ 10 m³ : 200 m³ de sédiments proviennent du parc nautique fédéral contre 40 m³ pour le parc nautique Sorel (appendice B). L'excavation fut superficielle, de l'ordre de 1 m de profondeur, afin de mieux cerner la contamination récente.

L'ensemble des travaux a été dirigé selon le *Guide pour le choix et l'opération des équipements de dragage et des pratiques environnementales qui s'y rattachent*

(Centre Saint-Laurent, 1992), le *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime. Volume I: Directives de planification et la Directive pour la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement d'un projet de dragage, de creusage ou de remblayage en milieu hydrique* (MDDEFP, 2013).

À noter que, les opérations de dragage sont soumises à l'obtention d'un certificat d'autorisation (CA), lequel fut obtenu le 21 mars 2011 conformément à l'article 22 de la LQE.

Une fois dragués, les sédiments ont été acheminés vers le site prévu d'assèchement, une ancienne sablière reconvertie en site expérimental pilote. La localisation dudit site est précisée à l'appendice B.

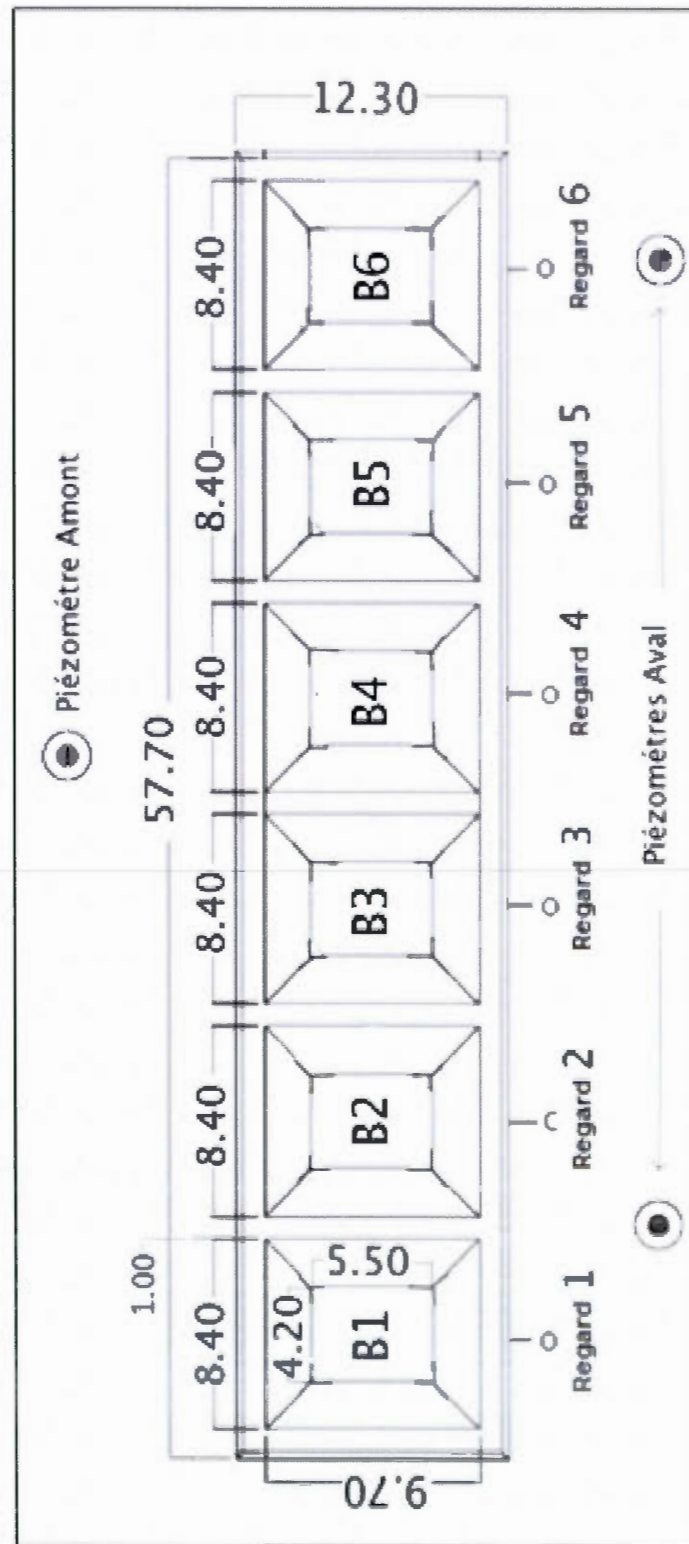
2.2 Description des cellules d'expérimentation

L'ensemble du matériel sédimentaire est réparti équitablement dans six bassins expérimentaux, à raison de 40 m³ par bassin, empilé sur 1 m. Les sédiments issus du parc nautique Sorel, caractérisés < A, sont déposés dans le bassin n°1 (B1); ceux du parc nautique fédéral (AB), dans les cinq cellules restantes (B2 à B6).

L'assèchement s'est fait naturellement et progressivement, par décantation des particules solides et évaporation de l'eau accumulée à la surface. Chaque bassin est relié à un regard du type M-1200 étanche, conforme aux normes N.Q. 1809-300 (2002) et N.Q. 2622-420 (2002) pour égout sanitaire. Ils servent à l'analyse des eaux de lixiviation (figure 2.2).

À noter que les regards sont recouverts -chacun- d'une planche de bois empêchant les précipitations de s'y infiltrer (appendice F).

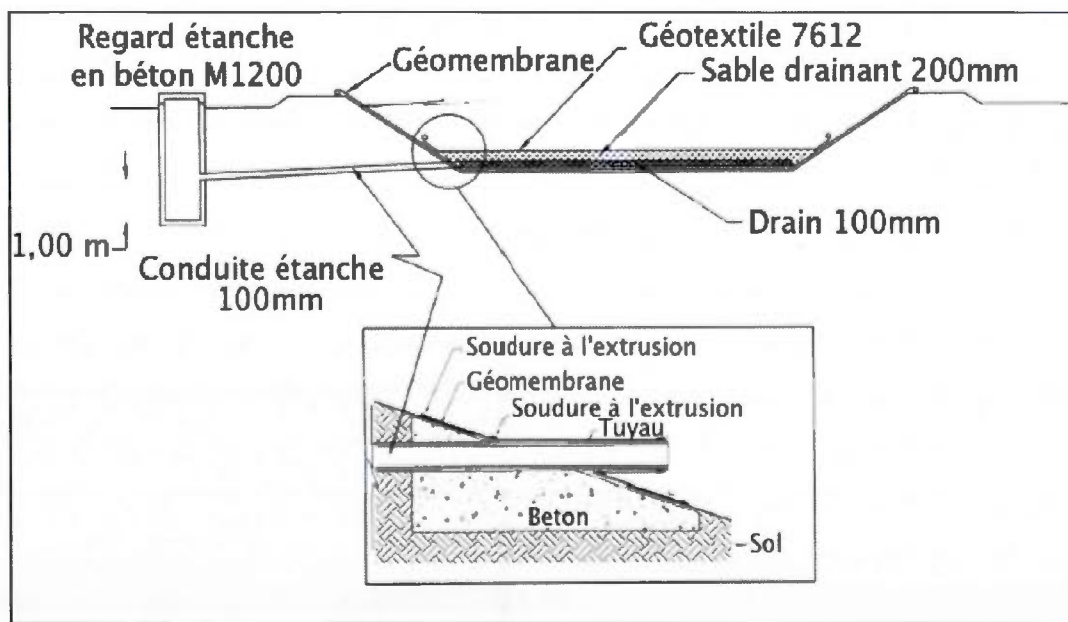
Figure 2.2 : Design des cellules expérimentales (mesure en mètres ; échelle non respectée)



Un système d'imperméabilisation composé d'une géomembrane en polyéthylène basse densité de type SF-830 RI- certifiée ISO 9001:2000 (2008) est placé à la base de l'aire d'assèchement, sur le sol naturel dont les pentes ont été préalablement profilées pour favoriser le drainage. Cette géomembrane empêche la migration de l'eau potentiellement contaminée des sédiments vers le terrain naturel sous-jacent.

Le système de collecte du lixiviat est se situe au-dessus de la géomembrane; il est composé d'une couche de sable drainant dont le passant 80 microns est inférieur à 5 % et muni d'une conduite de collecte en polyéthylène haute densité de 10 cm de diamètre. L'épaisseur de la couche de sable est de 20 cm. Elle est séparée des sédiments par un géotextile de type F 200 certifié ISO 9001:2000 (2008), rendant impossible le mélange entre les sédiments et le sable drainant. Il est toutefois perméable afin de ne pas faire obstacle à l'eau de lixiviation (figure 2.3).

Figure 2.3: Coupe type des cellules expérimentales



Trois puits d'observations sont installés (un en amont et deux en aval) à environ 3 m des cellules expérimentales. Et ce, afin vérifier la qualité de l'eau souterraine *avant* et *après* l'expérimentation ; s'assurant ainsi qu'elle n'ait pas été contaminée par les sédiments dragués (*i.e* : déchirure éventuelle de la géomembrane).

Dans la zone expérimentale ainsi circonscrite, la nappe phréatique se trouve à 1 m de profondeur à partir du sol avec un écoulement nord-sud.

Stratigraphiquement, une couche de sable s'étend sur les premiers 75 cm suivis d'un substrat loameux de 75 cm à 1 m.

La plupart des sols, au niveau régional, se sont développés sur des sédiments déposés par la mer de Champlain ou le *Proto-Saint-Laurent*. Ils sont donc généralement bien triés, quelquefois stratifiés et se trouvent majoritairement sur des terrains plats à pente faible. Il en résulte donc des conditions généralisées de mauvais drainage (Nolin et Lamontagne, 1990). On retrouve des matériaux sableux sur la majeure partie du territoire.

2.3 Essais sur les sédiments

Les sédiments déposés dans les bassins expérimentaux sont directement exposés aux intempéries (eaux de percolation), à la photochimie (oxydation de surface) ainsi qu'aux différents impondérables qu'impliquent les conditions naturelles réelles (cycle gel-dégel, action du vent, passage d'animaux fouisseurs...) (Achard *et al.*, 2013).

Les essais *sans intrants* sont toutefois à distinguer des essais *avec intrants*: l'ajout d'intrants dans les bassins concernés (B4, B5, B6) a été effectué 3 mois après la mise en dépôt des sédiments dragués, sur un matériel encore saturé d'eau (%wt = 200 %), et n'ayant subi aucun *conditionnement* particulier (pas de tri préalable).

L'objectif directeur de ce travail de recherche est -rappelons le- de caractériser les *tendances dans le temps*, en terme d'évolution de la charge polluante associée aux sédiments. Ceci en fonction du changement naturel (sédiments dragués, transférés d'un milieu fluviatile *semi-réducteur* à un milieu terrestre *oxydant*) ou induit (ajout de chaux, fumier de cheval *frais* et brassage mécanique) des conditions physico-chimiques.

Ainsi les trois *premiers* bassins expérimentaux représentent les conditions naturelles, sans aucune intervention physique (essais *sans intrants*) :

- **Bassin 1 (B1):** aucun ajout;
- **Bassin 2 (B2):** aucun ajout;
- **Bassin 3 (B3):** aucun ajout.

Les trois derniers bassins expérimentaux (essais *avec intrants*) sont eux, sujets à l'ajout d'un amendement *organique* (fumier de cheval) et *inorganique* (chaux), puis brassés mécaniquement :

- **Bassin 4 (B4):** Ajout de 3t de fumier *frais* de cheval et 50 kg de chaux + brassage mécanique;
- **Bassin 5 (B5):** Ajout de 3t de fumier *frais* de cheval et 50 kg de chaux + brassage mécanique;
- **Bassin 6 (B6):** Ajout de 3t de fumier *frais* de cheval et 50 kg de chaux + brassage mécanique.

La répétition des essais (3 fois chaque) assure la validité statistique des analyses subséquentes.

Les quantités d'intrants sont déterminées :

- *pour le fumier frais de cheval* : en considérant une densité approximative de 375 kg/m^3 (fumier + litière) (Agricultures et Territoires, 2011 ; Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 2011), et sur la base d'un ratio *typique* de bioremédiation autour de 80/20 (sol contaminé/compost) (United States EPA, 1997).
Ainsi, on a 40 m^3 de sédiments par bassin auxquels on ajoute 8 m^3 de fumier (ratio 80/20), soit 3 tonnes en utilisant une densité de 375 kg/m^3 pour le fumier ($375 \text{ kg} * 8 \text{ m}^3 = 3000 \text{ kg} = 3 \text{ t}$) ;
- *pour la chaux* : d'après Silitonga (2010), Tica, Udovic et Lestan (2011), Saed, Eisazadeh et Kassim (2012), la quantité de chaux nécessaire à la fixation des ETM se situe généralement entre 3 % et 10 % du poids sec du sol contaminé. En l'occurrence, considérant dans les sédiments à l'étude : (1) la présence de calcite et de dolomite -2,5 % en moyenne, les deux espèces confondues- et (2) la très faible concentration de sulfure -0,1 % en moyenne-, seulement 50 kg (0,12% du poids sec des sédiments dragués) de chaux dolomitique ont été rajoutés au bassin. Le rapport $[\text{sulfure}]/[\text{Ca}+\text{Mg}]$ étant inférieur à 2/3, cette quantité est jugée suffisante pour contrebalancer les faibles fluctuations de pH (décomposition de la MO) attendues (Lucassen, Smolders et Roelofs, 2002) et participe en outre, au développement du couvert végétal (Singer *et al.*, 1996 ; Trakal *et al.*, 2011).

Le fumier de cheval a *uniquement* été choisi de par sa disponibilité dans la région (faible coût : souscrit au principe d'écologie industrielle).

Il provient précisément d'une ferme locale de Contrecoeur, située à 12 km de Saint-Roch- de Richelieu. Les propriétés physico-chimiques associées sont présentées dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1: Propriétés physico-chimiques du fumier utilisé

Paramètres	Fumier de cheval
pH-eau ¹¹	7,95
M.O ¹² (%)	16,03
<u>Métaux extractibles totaux¹³</u>	
<u>(ppm)</u>	
Co	<15
Cr	<45
Cu	<40
Mn	309
Ni	<30
Pb	<30
Zn	103
K	2430
<u>Azote total Kjeldahl (TKN) et Phosphore total (TKP)¹⁴</u>	
<u>(ppm)</u>	
TKN	3020
TKP	1660
<u>Calcium, Magnésium et sodium (g)¹⁵</u>	
Ca	0,29
Mg	0,057
Na	0,036

¹¹ : Rapport 1 :2.5, méthode M.A. 100 - pH 1.1, Rév. 2 (CEAEQ, 2010a)

¹² : ASTM D2974 :1988

¹³ : M.A. 200-Mét 1.2, Rév. 1 (CEAEQ, 2011b)

¹⁴ : MA.300-NTPT 2.0, Rév. 1 (CEAEQ, 2012a)

¹⁵ : Valeurs *typiques* (non dosées) considérant un animal d'une masse de 450 kg et 51 kg d'excréments par jour (base sèche) (ASAE, 2003)

Il est exempt de contamination et constitue une source d'azote et de phosphore (développement du couvert végétal).

La chaux utilisée provient de la compagnie «Les Minéraux Harsco» dont le siège social est à Sorel Tracy (22 km de Saint-Roch-De-Richelieu). C'est un amendement calco-magnésien (tableau 2.2) issue de la transformation et du traitement de scories d'aciéries. Il répond à la norme NQ 0419-090 du Bureau de Normalisation du Québec (BNQ).

Tableau 2.2 : Caractéristiques physico-chimiques de la chaux utilisée

(d'après fiche technique CHAUMEL, Minéraux Harsco, 2010)

Paramètres		
<hr/>		
Humidité max.		12%
pH en solution dans l'eau max.		11,9
Pouvoir neutralisant total (équiv. CaCO_3) min		85,40%
Pouvoir neutralisant de la fraction CaCO_3 min		2,20%
Phosphore total (équivalent P_2O_3) max.		0,09%
P assimilable (équivalent P_2O_3) min.		0,07%
K soluble (équiv. K_2O) min.		0,03%
Ca	total	21,90%
Mg	total	6,40%
<hr/>		

Les différents essais se sont déroulés sur une période de 2 ans, après le dragage et la mise en dépôt des sédiments.

2.4 Approche et stratégie d'échantillonnage des sols/sédiments de dragage

L'approche et la stratégie d'échantillonnage appropriées pour les besoins de l'étude ont été définies d'un commun accord avec le MDDEP, conformément au CA n° 7610-16-01-0995304).

2.4.1 Période et fréquence d'échantillonnage

Trois campagnes d'échantillonnage des sols/sédiments de dragage ont été effectuées durant l'expérimentation pilote :

- Temps 0 (T_0) : 6 jours après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments (mois d'avril)
- Temps 1 (T_1) : 14 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments (mois de juin) ;
- Temps 2 (T_2) : 19 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments (mois de novembre);

La collecte à T_0 est effectuée rapidement -6 jours après le dragage- afin que les mécanismes d'oxydation de surface *présumés* du matériel en milieu terrestre, n'aient pas eu le temps d'influencer la *sorption/désorption* des contaminants associés (Calmano *et al.*, 1994, cité dans Forstner, 1995; De Jonge *et al.*, 2012). On pense principalement au *pool* lié à la MO puisqu'en l'occurrence, nos sédiments présentent une quantité de $\text{FeS}_2 < 1\%$.

Cet échantillonnage initial est particulièrement difficile puisque le matériel est encore saturé d'eau : Il est donc réalisé principalement en bordure de bassins (cf. appendice

F) et implique la collecte *aléatoire* de surface (0-15cm), de *trois* échantillons *ponctuels*¹⁶ de sol par bassins expérimentaux.

Ces trois échantillons prélevés servent de base :

- à la caractérisation *initiale* de la charge polluante;
- à l'évaluation de la *dispersion relative* des concentrations mesurées;
- à la détermination du *nombre d'échantillons subséquents* à prélever.

L'assèchement des sédiments a conditionné la réalisation du deuxième et troisième échantillonnage; afin qu'à T_1 et T_2 :

- les sédiments soient *assez secs* pour que l'on puisse se déplacer aisément sur la surface expérimentale (*i.e* : collecte d'échantillon au centre du bassin). Un assèchement est également synonyme d'une évolution *présumée* des conditions physico-chimiques du système vers des conditions *oxydantes* (Achard *et al.*, 2013) ;
- le matériel sédimentaire soit *assez malléable* pour pouvoir utiliser les outils d'échantillonnage prévus. Une tarière manuelle de 5 cm de diamètre, munie d'une rallonge et d'une poignée en T a servi aux prélèvements. Cet outil est parfaitement adapté à un échantillonnage de faible profondeur (0-30cm en l'occurrence) et permet de récupérer un volume conséquent de sol (MDDEP, 2010). Il est néanmoins plus difficile à utiliser sur une surface semi-gelée ;

Si la collecte d'échantillons à T_1 est effectuée à 14 mois d'intervalle avec T_0 , l'espacement entre T_1 et T_2 est plus court (5 mois). Ceci afin de valider si -tel que mentionné par Prud'homme et Brochu en 2008- l'assèchement des sédiments de dragage accélère les cinétiques réactionnelles (Sormunen, Leppänen et Kukkonen, 2009) et provoque la désorption des contaminants associés.

¹⁶ : L'échantillonnage est conforme aux cahier n°1 «Généralités» (MDDEP, 2008a) et n° 5 «Échantillonnage des sols» (MDDEP, 2010) du CEAEQ

Le chronogramme *synthèse* de l'échantillonnage des sols/sédiments de dragage de T_0 à T_2 est disponible à l'appendice C.

2.4.2 Contraintes expérimentales et représentativité des résultats

Des conditions hydromorphes ont perduré durant 1 an, après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments. La raison est principalement technique et a indubitablement influencé l'évolution physicochimique des bassins expérimentaux (maintien de conditions réductrices): les eaux d'exhaures s'accumulent progressivement dans les regards jusqu'à submerger l'orifice de sortie (fig 2.4). À ce moment-là, -malgré le dénivelé entre bassins et regards (cf. section 2.2), la pression exercée fait obstacle à l'évacuation des eaux drainées. Celles-ci stagnent alors au niveau des bassins expérimentaux: il faut nécessairement vidanger.

Figure 2.4 Configuration des regards servant à recueillir l'eau de lixiviation



Les *variations saisonnières* ont donc peu influencé le taux d'humidité dans les sédiments durant la première année expérimentale.

Néanmoins à -partir de T₁- le taux d'humidité apparaît :

- plus faible en été (installation progressive de conditions plus oxydantes);
- plus élevé en automne (précipitations abondantes).

Les conditions locales incontrôlables ont également conditionné la représentativité des résultats. Particulièrement, l'impact du changement de températures et l'évolution du taux d'humidité, *non quantifiés* (Capilla, 2005).

Les différents débris retrouvés (cf. appendice F), ont pu aussi faire varier *localement*, les concentrations dosées¹⁷ dans les bassins expérimentaux (relargages *ponctuels*).

À noter que le développement du couvert végétal (surface de recouvrement de 100%) :

- a rendu plus difficile l'échantillonnage des sols/sédiments de dragage à T₁ et T₂ (cf. Appendice F) ;
- a pu influencer le taux de MO dosé dans nos sols/sédiments de dragage.

¹⁷ : Particulièrement en ETM

2.4.3 Projections statistiques et détermination du nombre d'échantillons à prélever dans les sols/sédiments de dragage à T_1 et T_2

2.4.3.1 Analyse statistique des concentrations en ETM

Statistiquement, les erreurs standards (SE) relatives au dosage des ETM -dans les sédiments de dragage/sols- à T_0 sont élevées : SE équivalant à σ (écart type)/ \sqrt{n} , le résultat est prévisible avec $n=3$ échantillons à T_0 . Le risque d'erreur lié aux fluctuations d'échantillonnage est nécessairement accru.

Dans cette perspective et considérant la dispersion relative (coefficient de variation (CV) = écart type / moyenne) des concentrations mesurées en ETM par bassins expérimentaux à T_0 , le nombre d'échantillons adéquat à prélever pour les analyses subséquentes (T_1 et T_2) est déterminé d'après la table statistique proposée par Gilbert, R. O., 1987, cité dans la revue Canadian Society of Soil Science en 2006 (tableau 2.3)

Les seuils de confiance (α) et le degré de précision (d) envisagés sont respectivement de 95% et de 10 % ; en d'autres termes, l'objectif est de prendre un nombre suffisant d'échantillons pour être statistiquement sûr à 95%, que la concentration moyenne mesurée -pour un ETM donné dans le sol- corresponde à 10 % près, à la véritable concentration moyenne.

Tableau 2.3 : Nombre d'échantillons -n- à prélever pour estimer la moyenne d'un paramètre donné, avec un seuil de confiance et un degré de précision prédéfini

(tiré de Gilbert, R. O., 1987, cité dans Canadian Society of Soil Science, 2006)

Confidence level	Relative error, d_r	Coefficient of variation (CV), %					
		10	20	40	50	100	150
0.80	0.10	2	7	27	42	165	370
	0.25			6	7	27	60
	0.50				2	7	15
	1.0					2	4
0.90	0.10	2	12	45	70	271	609
	0.25			9	12	45	92
	0.50				2	13	26
	1.0					2	8
0.95	0.10	4	17	63	97	385	865
	0.25			12	17	62	139
	0.50				4	16	35
	1.0					9	16

Sur cette base, considérant l'hétérogénéité interne *très marquée* à T_0 en terme de concentrations mesurées¹⁸ (cf. appendice E), les analyses subséquentes (T_1 et T_2) nécessitent - dans certains cas- le prélèvement d'un nombre d'échantillons (n) > 100 par bassin (voir appendice C).

Au regard de certaines contraintes budgétaires (3000 \$ de budget), le seuil de confiance et le degré de précision sont revus à la baisse : le nombre d'échantillons à prélever par bassin pour T_1 et T_2 est en définitive fixé à $n=24$ en surface (0-15 cm), soit $\alpha = 80\%$ et d variant entre 25% et 10% selon l'ETM et le bassin considéré.

¹⁸ variabilité plus ou moins importante selon l'élément considéré

En subsurface (15-30cm), le nombre d'échantillons prélevés est fixé en considérant :

- un niveau de *contamination* similaire (Procean, 2003 et 2004) à celui affiché en surface (0-30cm) ;
- une *dispersion relative* équivalente ;

9 échantillons sont prélevés soit $\alpha = 80\%$ et d variant plutôt entre 25% et 50%.

Un intérêt particulier est prêté à la couche superficielle -0-15cm- des sédiments dragués (plus grand nombre d'échantillons prélevés) car elle est d'avantage sujet à la photooxydation et donc au relargage potentiel des ETM (Vansimaey, 2011)

À noter que les conclusions statistiques présentées ne sont que des *prévisions* à T_0 si l'on part du principe :

- qu'elles seraient relativement différentes avec une puissance d'échantillonnage T_0 plus élevé ;
- que le brassage des sédiments (B4, B5, B6) va influencer la variabilité spatiale entre T_0 et T_1 ;
- que l'échantillonnage systématique selon un maillage par zone prédéfini réduit le facteur d'hétérogénéité que l'on pourrait avoir sur une plus grande surface.

Toutefois, ces informations sont capitales au regard des objectifs directeurs définis : l'analyse de nos données se doit de discriminer ce qui est de l'ordre de la simple fluctuation statistique, de ce qui est caractéristique d'une évolution géochimique manifeste dans le temps.

2.4.3.2 Analyse statistique des concentrations en HAP et hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀

Considérant le coefficient de variation des échantillons à T₀ (appendice E), 34 échantillons nécessitent d'être prélevés *-au maximum-* pour un seuil de confiance (α)=95% et un degré de précision d =25% à T₁ et T₂ (appendice C)

En dépit de ces projections statistiques, le dosage des HAP et C₁₀C₅₀ ne sera effectué que sur *trois* échantillons à T₁ et T₂ (budget restreint de 1000\$).

Puisque la caractérisation des variations de concentration n'est pas *soutenue statistiquement*, l'emphasis sera davantage mise sur l'identification des métabolites potentiels : les produits intermédiaires sont une preuve irréfutable de l'amorce du processus de dégradation.

2.4.4 Prélèvement des échantillons de sols/sédiments dragage à T₁ et T₂ : mode opératoire

Chacun des bassins est divisé en 3 zones égales d'où sont prélevés *systématiquement* (figure 2.5) :

- 8 échantillons ponctuels de sol en surface (0-15 cm) : le centre de la zone constitue le centre du cercle, d'un rayon de 1,5 m le long duquel sont prélevés les échantillons ;
- 3 échantillons ponctuels de sols en subsurface (15-30 cm) : prélevé dans un rayon de 75 cm autour du centre de la zone.

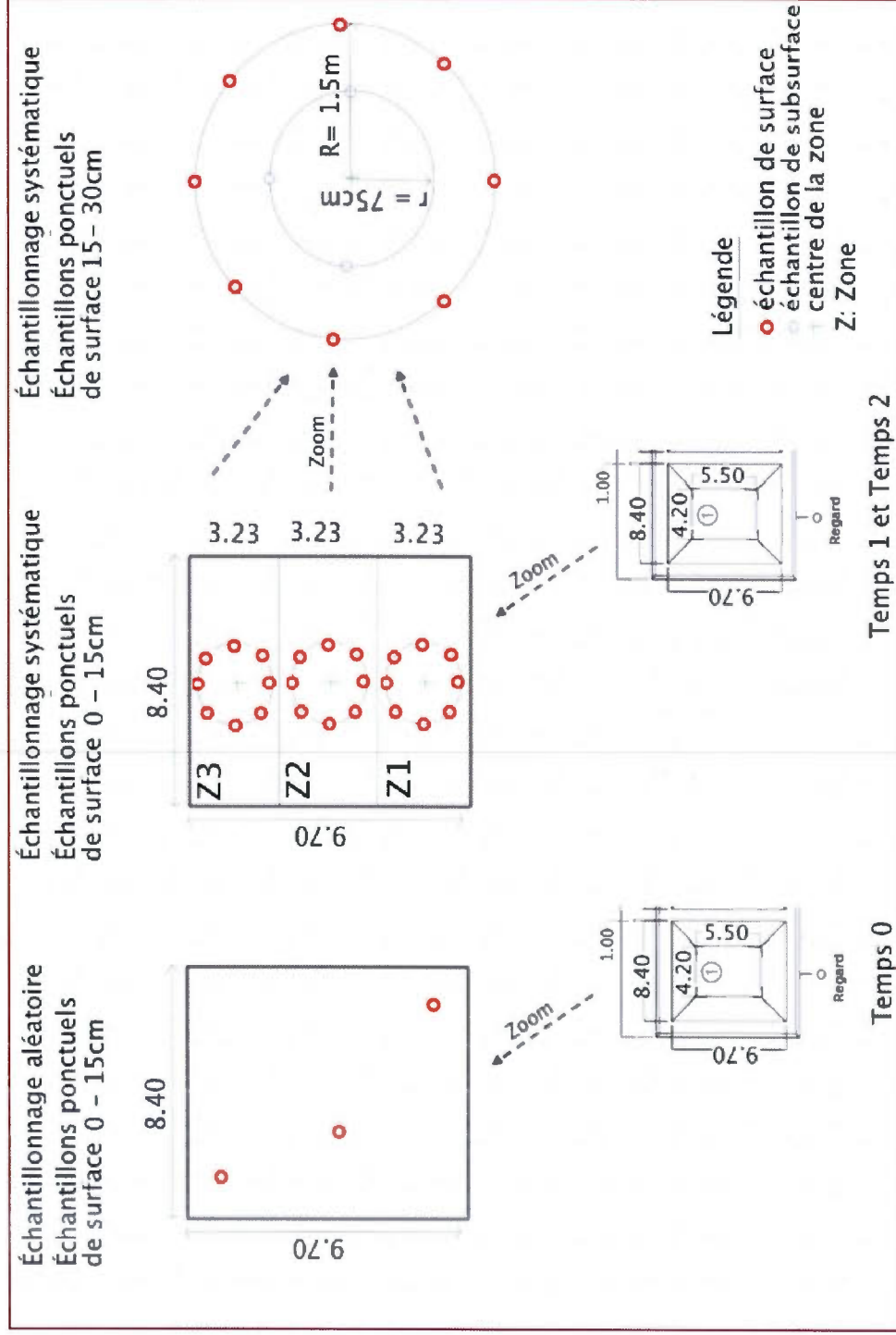
Ceci pour un total de 33 échantillons par bassin expérimental.

À noter que :

- les concentrations en HAP et en hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ sont dosées dans 1 échantillon aléatoire - sur les 8 échantillons prélevés par zone en surface- soit 3 échantillons au total pour l'organique ;
- La concentration en ETM est mesurée dans tous les échantillons prélevés.

La division par zone permet principalement d'évaluer et de différencier les tendances bio-physico-chimiques potentielles selon le maillage prédéfini.

Figure 2.5: Stratégie d'échantillonnage des sols/sédiments de dragage



2.5 Approche et stratégie d'échantillonnage des fluides (eaux de lixiviation)

Seul les eaux de lixiviation sont dosées sur une base régulière.

En effet, -tel que susmentionné- les eaux souterraines sont uniquement dosées (HAP, hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀ et ETM):

- avant la mise en dépôt des sédiments ;
- après le démantèlement des bassins expérimentaux ;

afin de vérifier que les sédiments dragués n'ont pas contribué à contaminer l'environnement naturel (*i.e* : déchirure éventuelle de la géomembrane).

2.5.1 Fréquence d'échantillonnage des eaux de lixiviation

Les eaux de lixiviations ont été collectées et dosées 11 fois durant l'expérimentation, soit :

- 3 mois (D + 3 mois)¹⁹ ;
- 4 mois (D + 4 mois) ;
- 6 mois (D + 6 mois) ;
- 7 mois (D + 7 mois) ;
- 8 mois (D + 8 mois) ;
- 12 mois (D + 12 mois);
- 14 mois (D + 14 mois) ;
- 15 mois (D + 15 mois) ;
- 16 mois (D + 16 mois) ;
- 19 mois (D + 19 mois) ;
- 24 mois (D + 24 mois)²⁰

après le dragage et le dépôt terrestre des sédiments (cf. appendice C).

¹⁹ : Avant l'ajout d'intrants

²⁰ : T₂ + 5 mois

Cette fréquence d'échantillonnage vise à évaluer le relargage éventuel des contaminants dans le temps, selon l'évolution des conditions physico-chimiques du système.

Elle est relativement courte, si l'on considère les conditions d'hydromorphie qui prévalent dans les sédiments (cinétiques réactionnelles plus lentes en condition de réduction, (RECORD, 2007)).

À chaque fois, 1 échantillon d'eau ponctuel par regard est prélevé, conformément au cahier n°2 «échantillonnage des rejets liquides» (MDDEP, 2009) du CEAEQ.

2.5.2 Contraintes expérimentales et représentativité des résultats.

Tel que mentionné précédemment, l'eau s'accumulant dans les regards, *au-dessus* de l'orifice d'évacuation de l'eau de lixiviation, empêche l'eau, cette fois-ci accumulée *dans les bassins expérimentaux* (intempéries) de s'évacuer normalement (cf. section 2.4).

Ce qui influence *indubitablement* la quantification des débits et des flux d'eau drainées.

Tous les regards ont été vidangés trois fois durant l'expérimentation (D + 6 mois, D + 7 mois et D + 16 mois) : néanmoins le drainage massif des sols/sédiments lors des vidanges intermittentes des regards est susceptible d'influencer l'évolution des paramètres physicochimiques dans le temps (i.e : conductivité ; flux de charge polluante exportés) et conditionne la représentativité des résultats.

Ces «purges» sont toutefois nécessaires pour que l'eau circule dans le système

Toutefois, chaque dosage de fluide est mis en perspective avec le volume d'eau dans le regard (donc le volume d'eau drainé) au moment de l'analyse.

Les eaux contaminées, au sens défini par le règlement de la municipalité de Saint - Roch de-Richelieu, (Laperle et Millette, 1989) sont acheminées vers le centre de traitement de la municipalité. Les autres sont directement rejetées dans le fossé jouxtant le site expérimental.

2.6 Caractérisation des sols/sédiments de dragage

Les détails techniques de *toutes* les méthodes et procédures citées dans les sections subséquentes sont disponibles au niveau de l'appendice D.

2.6.1 Caractérisation *environnementale*²¹ des sols/sédiments de dragage

2.6.1.1 Dosage des métaux dans les sols/sédiments de dragage

L'utilisation de la terminologie correcte quant à la caractérisation des métaux est primordiale : elle fait directement référence à la méthode analytique employée, indicatrice de ce qui est véritablement dosé dans l'échantillon.

Le CEAEQ réédite d'ailleurs en septembre 2010 son guide de la «*terminologie recommandée pour l'analyse des métaux*», pour pallier à certains abus de langage (CEAEQ, 2010c)

Dans le cadre du présent projet de recherche, ce sont principalement les métaux *extractibles totaux* qui sont mesurés dans les sols (méthode d'analyse MA. 200 - Mét.

²¹ : Une caractérisation *environnementale* vise à évaluer -spécifiquement- la dangerosité ou l'innocuité d'une matrice donnée, au regard de la réglementation en vigueur.

1.2, Rév. 1 (CEAEQ, 2011b)). Selon le CEAEQ, ils correspondent aux pools d'ETM *biodisponibles* et potentiellement dommageables pour l'environnement.

Néanmoins, les acides doux (HNO_3 et HCl) spécifiés par la MA.200 - Mét 1.2, Rév.1 sont susceptibles de solubiliser une partie des composés à base de silice (du silicium est retrouvé dans les extraits de contrôle de qualité de sol). Cette fraction étant pourtant considérée comme la plus stable (Burnol, Duro et Grive, 2006).

La fraction dosée par la MA. 200 - Mét. 1.2, Rév. 1 est-elle donc *stricto sensu* biodisponible ?

Nous considérons que des tests complémentaires afin de caractériser exactement la distribution des ETM au sein de la matrice sédimentaire sont donc nécessaire pour pouvoir statuer sur l'*innocuité* ou la *dangerosité* des métaux.

2.6.1.2 Lixiviation pour simuler les pluies acides dans les sols/sédiments de dragage

Les bassins expérimentaux sont tous reliés à un regard qui permet de recueillir l'eau de lixiviation issue de l'assèchement progressif des bassins. L'analyse de cette eau permet d'évaluer, selon l'évolution des conditions physico-chimiques, la concentration des espèces organiques et inorganiques relarguées.

Le potentiel acidogène associé à oxydation des sulfures à la décomposition de la MO ainsi que leurs effets sur la mobilité des ETM, sont longuement décrits dans le chapitre précédent.

Cependant dans l'optique d'une revalorisation des sédiments sous conditions naturelles, l'impact spécifique des pluies acides (pH : 4.2) doit également être pris en compte.

En ce sens, un test de lixiviation pour simuler les pluies acides (SPLP), conforme à la méthode MA. 100-Lix.com.1.1 (CEAEQ, 2010b) a été réalisé sur *l'ensemble* des échantillons : les concentrations observées en ETM sont inférieures à la limite de détection (LD) dans la *majorité* des échantillons analysés ; LD par ailleurs variable selon les conditions expérimentales tel qu'exprimé par la formule mathématique suivante :

$$LD = 3 \times \text{Écart type du blanc (intensité)} \times \text{Pente de la courbe d'étalonnage} \quad (2.1)$$

Lorsque la limite de détections est supérieure aux critères seuils²², la comparaison avec les normes en vigueur ne peut être effectuée.

2.6.1.3 Distribution des ETM au sein des différentes phases du sol/sédiment de dragage

La biodisponibilité des ETM est intimement liée à leur distribution au sein des différentes phases du sol : les tests qui permettent de discriminer les différents *pools* métalliques constituent donc une prémisse à toute évaluation des risques associés au dragage ainsi qu'à la gestion terrestre des sédiments.

Les protocoles utilisés pour réaliser ces «extractions séquentielles» sont divers, la première mouture ayant été proposé par Tessier en 1979.

Cependant, aucune méthode chimique ne fait l'unanimité : les réactifs choisis, sensés -en théorie- cibler un *pool* particulier s'attaque -en pratique- à plus d'une phase (Ure, Davidson et Thomas, 1995) (*i.e* : le peroxyde -H₂O₂- généralement utilisé pour

²² Règlement sur les matières dangereuses -RMD, R.Q. c. Q-2, r.15.2, MDDEP, 1997-; Règlement sur les déchets solides -RDS, R.Q. c. Q-2, r.3.2, MDDEP, 1978-; les critères d'eau souterraine «aux fins de consommation» et «en cas de résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts» (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999)

dégrader la MO mais qui touche également une partie des oxydes de Mn (Hall, Vaive et McLaurin, 1996).

Sur la base de l'article critique de Cornu et Clozel, 2000, nous avons choisi d'utiliser la suite réactionnelle suivante :

- mobilisation de la fraction *adsorbée par liens électrostatiques* : le but est de provoquer le relargage des ETM adsorbés, par *échange* avec un ion compétiteur introduit en quantité excédentaire dans la solution (Cornu et Clozel, 2000). En l'occurrence, le NO_3Na puisqu'il :
 - n'influence pas le pH du sol ;
 - présente un faible pouvoir complexant.

Il est préféré au NO_3Ca ou NO_3Mg car les ions Mg et Ca peuvent fausser le bilan de la dissolution du *pool* carbonaté.

- mobilisation de la fraction *adsorbée et/ou liée au carbonate* : cette extraction est réalisée à pH 5.5, à l'aide d'acide acétique dans de l'acétate de sodium (tampon). Ce pH de 5.5 limite le relargage éventuel du pool lié à la MO que l'on observe à pH 5 (Han et Banin, 1995) ;
- mobilisation de la fraction *liée aux MO* : on utilise du pyrophosphate de Na pour :
 - sa capacité à dissoudre la totalité de la MO lorsque présente en faible quantité (Benitez, 1999; Tam et Wong, 1996) ;
 - le fait qu'il cible principalement la MO et n'ait aucun effet sur le *pool associé aux oxydes* (Hall, Vaive et McLaurin, 1996). Néanmoins - d'après Jeanroy et Guillet (1981)- il participe à la *mise en suspension* d'oxydes de petite taille ; mise en suspension limitée si la vitesse de centrifugation appliquée est élevée (23400 xg) (Benitez et Dubois, 1999). En l'occurrence la centrifugeuse dont nous disposons tourne à 2700 tours / min : on peut donc envisager certaines pertes au niveau des oxydes présents dans les échantillons solides.
- mobilisation de la fraction *liée aux oxy-hydroxydes* :
 - notre choix se porte sur le chlorohydrate d'hydroxylamine (réducteur chimique) mélangé avec HCl à : (1) 50-60 °C pour la *fraction liée aux oxydes amorphes* ; (2) 90°C pour la fraction liée aux oxydes cristallisés.

Le chlorohydrate d'hydroxylamine présente l'avantage d'afficher un faible pouvoir complexant. Aucun précipité secondaire n'est recensé avec ce réactif (Cornu et Clozel, 2000).

Cette étape a de l'importance si l'on considère que la cristallinité des oxyhydroxydes influence l'extraction et de par la même, le relargage potentiel des ETM.

- mobilisation de la fraction *résiduelle* : la fraction résiduelle -la plus stable- est communément dosée, après «attaque à chaud» aux acides forts (mélange d'HF, HClO₄, HCl et HNO₃). C'est une analyse de liquide.
Dans notre cas la fraction résiduelle est quantifiée en fin de séquence par FRX (analyse de solide) (santé-sécurité : utilisation d' HF proscrite dans nos laboratoires). Cette différence peut influencer le bilan massique.

Le dosage des réactifs et les temps d'agitation sont déterminés d'après l'article de Benitez et Dubois (1999).

À noter que la méthode visant à caractériser la distribution des *pools* métalliques utilisée et la méthode d'extraction des métaux (MA.200 - Mét 1.2, Rév.1) ne s'arriment pas en terme de réactifs utilisés ; ce qui explique *ipso facto* que les concentrations obtenues puissent être différentes.

2.6.1.4 Dosage des hydrocarbures dans les sols/sédiments de dragage

Les hydrocarbures sont mesurés *via* le laboratoire accrédité en environnement : Agat Laboratoires.

Les hydrocarbures pétroliers sont dosés conformément la méthode MA. 400-Hyd. 1.1 (CEAEQ, 2007) dans les sols.

Quant aux HAP, ils sont dosés conformément à la méthode MA. 400 - HAP 1.1 (CEAEQ, 2011a).

2.6.1.5 Détection des métabolites de dégradation des HAP dans les sols/sédiments de dragage

Les études expérimentales s'arrêtent généralement au stade de l'évaluation du pourcentage de dégradation des HAP obtenu. Ultimement, la décomposition des hydrocarbures conduit à la formation d'acides gras, d'alcools et de CO₂; cependant des métabolites plus toxiques que le produit d'origine peuvent faire leur apparition au cours du processus (RECORD, 2007).

En l'occurrence :

- les HAP sont extraits conformément à la MA. 400 - HAP 1.1 en mode «SCAN»
- les chromatogrammes de tous les pics (*masses de métabolites également*) sont imprimés et identifiés par comparaison à la banque de données NIST (National Institute of Standards and Technology).

Les masses de métaboliques présentes sont ainsi détectées et caractérisées, mais non quantifiées.

La *voie de dégradation* est retracée en fonction :

- des HAP d'origine ;
- des métabolites détectés ;
- des bactéries ou champignons associés (Laveuf, C., Dictor, M.C. et Saada, A. (2003))

2.6.2 Caractérisation physico-chimique *complémentaire* des sols/sédiments de dragage

Les analyses sont les suivantes :

- *l'analyse granulométrique* des sédiments de dragage : effectuée par tamisage à sec;
la teneur en eau et en MO : déterminée selon la norme ASTM D2974-13 (1988);
- *la caractérisation minéralogique* : réalisée par spectrométrie de fluorescence X (FRX) et diffractométrie de rayon X (DRX) ;
- *mesure du pH et de la conductivité* : le pH est mesuré à l'aide d'une sonde SenTix 41 connecté à un multiparamètre Multi 340i et conformément à la méthode électrométrique MA. 200 - pH 1.1 (CEAEQ, 2010a). L'électrode, indépendante, de mesure de conductivité est de type TetraCon ® 325. Les mesures ne sont pas faites *in situ* -mais 48h après, sur l'ensemble des échantillons prélevés- ce qui conditionne la représentativité des résultats.

À noter que des mesures du potentiels redox ont également été effectuées : elles ne peuvent malheureusement pas être exploitées dans le cadre de ce travail (biais analytiques).

2.7 Caractérisation du couvert végétal

La seule caractérisation réalisée sur le couvert végétal -hormis l'identification des espèces- est une caractérisation *environnementale*.

Les métaux extractibles totaux et les HAP sont dosés conformément à la méthode MA. 200 - Mét. 1.2, Rév. 1 (CEAEQ, 2011b) dans les tissus végétaux.

Quant aux hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$, aucun guide méthodologique du CEAEQ ne précise les modalités d'extraction dans les tissus végétaux. Le protocole utilisé est donc similaire à celui des sols.

Néanmoins, d'après la section Interférence de la méthode MA. 400-Hyd.1.1 (CEAEQ, 2007):

«Tous les composés autres que les hydrocarbures pétroliers, qui sont solubles dans l'hexane et qui répondent au détecteur à ionisation de flamme, peuvent entraîner une surestimation de la concentration des hydrocarbures pétroliers.

Les terreaux fabriqués à partir de certains composts peuvent contenir entre autres des hydrocarbures qui ne sont pas d'origine pétrolière, mais qui interfèrent dans la région chromatographique $C_{10}C_{50}$. De même, des sols riches en composés organiques naturels peuvent poser le même type de problème lors de l'évaluation de ce paramètre. Les utilisateurs de cette méthode doivent tenir compte de cet aspect lors de l'analyse de sols.»

Les résultats obtenus se doivent donc d'être considérés avec réserve.

2.8 Caractérisation des fluides

À l'instar de la caractérisation des sols/sédiments de dragage, les détails techniques de toutes les méthodes et procédures citées dans les sections subséquentes sont disponibles au niveau de l'appendice D.

2.8.1 Caractérisation *environnementale* des fluides

2.8.1.1 Dosage des métaux dans les eaux souterraines et les eaux d'exhaure

Ce sont:

- les métaux *extractibles totaux* qui sont mesurés dans les eaux d'exhaure, soit les métaux solubles dans l'acide, mais également ceux associés au MES;
- les métaux *dissous* qui sont dosés dans l'eau souterraine.

Et ce, tel que recommandé par le guide : *Terminologie recommandée pour l'analyse des métaux* (2010c) du centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

Techniquement, les pools d'ETM associés aux phases minérales potentiellement néoformées dans les regards, sont dosés par la quantification des métaux *extractibles totaux*.

2.8.1.2 Dosage des hydrocarbures dans les eaux souterraines et les eaux d'exhaure

La méthode de référence:

- pour le dosage des HAP dans les eaux souterraines et les eaux d'exhaures est la MA. 400-SPE-BPC/Clbz/HAP 1.0 (CEAEQ, 2009a) ;
- la MA. 400-Hyd. 1.1 (CEAEQ, 2007), pour le dosage des hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀.

2.8.1.3 Tests d'écotoxicité sur les fluides

La caractérisation initiale des sédiments de dragage comprenait le dosage : (1) des ETM, (2) HAP et (3) C₁₀ - C₅₀ ; éléments jugés problématiques si l'on en croit les campagnes d'échantillonnages antérieures (2002 , 2003 et 2004) réalisées par SNC-Lavalin au niveau des deux parcs nautiques de la marina de Saurel (PROCEAN, 2003et 2004).

Retrouvés majoritairement dans la plage A-B (PPSRTC), ces contaminants - potentiellement mobiles- ont régulièrement été dosés dans les eaux de lixiviation tout au long des essais.

Toutefois, d'autres types de contaminants, non mesurés, sont susceptibles d'être présents (ex.: phénol, pesticides, dérivés de l'industrie pharmaceutique...).

Les polluants organiques dégradés ont également pu évoluer sous une forme métabolique plus dommageable pour l'environnement.

Dans cette perspective, les tests d'écotoxicité apparaissent comme un «outil» complémentaire, nécessaire à l'évaluation exhaustive des risques environnementaux.

Des lentilles d'eau du type *Lemna gibba* sont utilisées dans le cadre de nos essais.

Issues du «Canadian Phycological Culture Centre», elles sont cultivées sous conditions contrôlées, à 24°C avec un ratio éclairage/obscurité de 16h/8h. (Perreault *et al.*, 2010).

Ces plantes vasculaires dulcicoles servent communément de support à la caractérisation écotoxicologique des polluants organiques et inorganiques (Mallick et Mohn, 2003; Perreault *et al.*, 2010 ; Park, Brown et Han, 2012). Leurs particularités physiologiques -taille réduite, vitesse de reproduction rapide (1-4 jours), facilité d'entretien- ainsi que leur réactivité constante face aux contaminants, justifient leur utilisation (Lewis, 1995 ; Thybaud, 2004).

Le milieu de culture est préparé d'après Frankart, Eullaffroy et Vernet, 2002 et les tests sont réalisés en microplaque avec 4 réplicats.

Les essais se déroulent sur 3 jours, le but étant de caractériser l'évolution de la fluorescence chlroropylienne à 24h, 48h et 72h chez *Lemna gibba* par fluorimétrie à imagerie PAM -Pulse Amplitude modulation- .

Le Zn étant le seul élément retrouvé en concentration *significative* dans les regards, deux paliers de caractérisation sont envisagés :

- le premier avec un milieu aqueux *reconstitué* (concentrations en Zn -sous forme de sulfate- déterminées sur la base des concentrations *maximum* en Zn répertoriées entre T₀ et T₁ : 8 ppm, 15 ppm, 20 ppm) ;
- le second, en utilisant l'eau de lixiviation d'origine à D + 7 mois (concentrations tous regards confondus supérieures au CRREP²³ et inférieures au CRREUD²⁴).

Un dernier test est réalisé avec l'eau de lixiviation à D + 24 mois (T₂ + 5mois), exempte de contamination *détectée*²⁵ : il concerne, en ce sens, plutôt les organiques et vise à s'assurer qu'aucun produit de dégradation intermédiaire -éventuellement plus toxique que le contaminant d'origine (Laveuf, C., Dictor, M.C. et Saada, A. (2003)- n'affecte le métabolisme de *L.Gibba*.

²³ : CRREP : critères pour rejet dans le réseau d'égout pluvial

²⁴ : CRREUD critères pour rejet dans le réseau d'égout unitaire domestique

²⁵ : Tout regard confondu

2.8.2 Caractérisation physico-chimique *complémentaire* des fluides

Comme pour les sols/sédiments de dragage, le potentiel hydrogène (pH) et la conductivité sont mesuré -dans l'eau d'exhaure- à l'aide d'une sonde SenTix 41 connecté à un multiparamètre Multi 340i et conformément à la méthode électrométrique MA. 200 - pH 1.1 (CEAEQ, 2010a).

L'électrode -indépendante- de mesure de conductivité est de type TetraCon ® 325.

La mesure est directe: les électrodes, préalablement calibrées, sont simplement introduites dans le milieu aqueux.

À l'instar des échantillons de sols/sédiments de dragage, ces mesures ne sont pas faites *in situ*, mais 24h après collecte ce qui conditionne la représentativité des données (*i.e* : changement de température).

À noter que des mesures du potentiels redox ont également été effectuées : elles ne peuvent malheureusement pas être exploitées dans le cadre de ce travail (biais analytiques).

2.9 Analyses statistiques

Selon l'expression consacrée en management: «On ne gère bien, que ce que l'on mesure» (Berland et *al.*, 2008). Le domaine des géosciences n'échappe pas à cette règle : la caractérisation environnementale passe par l'analyse de données principalement numérique (Manly, 2013).

Dans le cadre de notre projet, l'ensemble des analyses statistiques -hormis l'ANOVA- s'est fait à l'aide du logiciel libre de traitement de données R

2.9.1 Test de distribution des données

La distribution des données est évaluée *via* le test de Shapiro-Wilk particulièrement adapté pour un nombre restreint d'échantillons ($n \leq 50$) (Rakotomalala, 2011)

$$W = \frac{\left[\sum_{i=1}^{\left[\frac{n}{2} \right]} a_i (x_{(n-i+1)} - x_{(i)}) \right]^2}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2} \quad (2.2)$$

avec :

W : coefficient de détermination entre la série des quantiles générée en considérant une loi normale et les quantiles empiriques calculés à partir des données ;

n : nombre d'échantillons ;

$x_{(i)}$: jeu de données trié ;

$[n/2]$: portion entière du rapport $n/2$;

a_i : constantes données par la table de Shapiro-Wilk, variable selon n

Si $W < W_{\text{crit}}$, l'hypothèse de normalité est rejetée.

W_{crit} est déterminé à partir de la table de Shapiro-Wilk, en fonction de la valeur seuil définie (α) et de n .

2.9.2 Élimination des valeurs aberrantes

Il n'existe pas de technique particulière pour détecter les valeurs aberrantes d'une série de données : on utilise plutôt une combinaison de méthode allant de la simple illustration graphique à des tests statistiques plus élaborés.

Cette étape de l'analyse des données est primordiale puisqu'elle permet d'éliminer l'«influence» des points qui s'écarte singulièrement de la tendance centrale.

En terme de test statistique, le «grubbs test» sert à la détection des valeurs aberrantes à partir d'une distribution normale de données.

Le principe consiste à tester les valeurs maximum et minimum selon l'équation suivante (De Mut, 1999) :

$$T_{\text{max}} = (x_n - X_{\text{mean}}) / s \text{ et } T_{\text{min}} = (X_{\text{mean}} - X_1) / s \quad (2.3)$$

Avec :

x_n et X_1 : valeurs max et min à tester

S : écart type de la série de données

X_{mean} : moyenne

Si T_{max} ou $T_{\text{min}} >$ à la valeur critique de T , les valeurs sont aberrantes.

La valeur critique de T est déterminée à partir de la table de Grubbs, en fonction de la valeur seuil définie (α) et de n.

Le «grubbs test» peut être répété plusieurs fois sur la même série de données.

2.9.3 Intervalles de confiance d'une moyenne

2.9.3.1 Distribution normale et $n < 30$: intervalle de confiance de Student

Un intervalle de confiance permet de déterminer, avec un seuil de confiance prédéfini (95% dans notre cas), la «fourchette» dans laquelle se trouve précisément la valeur du paramètre étudié (Rousson, 2013) :

$$\mu = m \pm t_{(n-1)ddl} \sqrt{s^2/n} \quad (2.4)$$

avec :

μ : valeur du paramètre ;

m : moyenne des valeurs ;

s : variance ;

t : valeur t Student pour n-1 (ddl) ;

Borne inférieure au seuil 95% : $m - t_{(n-1)ddl} \sqrt{s^2/n}$;

Borne supérieure au seuil 95% : $m + t_{(n-1)ddl} \sqrt{s^2/n}$;

2.9.3.2 Toute autre distribution

Pour toute autre distribution et indépendamment du nombre d'échantillons, on utilise la technique du bootstrap.

Proposé par Efron Bradley en 1979, c'est une technique de type Monte Carlo qui consiste à réaliser des inférences sur la base d'échantillon bootstrap (X'), réplique des échantillons d'origine (X)

X est rééchantillonné 1000 fois avec remise, ce qui implique la création d'un nouveau jeu de données à chaque fois.

L'intervalle de confiance est calculé à partir de la «distribution bootstrap» (Dragevia, 2008).

2.9.4 Limite de détection et données «censurées»

Lorsque l'on veut faire une moyenne et que la concentration d'un des échantillons analysés est en dessous de la limite de détection (LD) de l'appareil, on utilise LD/2 comme valeur de référence pour cet échantillon particulier.

Cette méthode -dite de substitution simple- est la plus largement utilisée dans le domaine de l'environnement (Chastain, 2007)

2.9.5 Échantillonnage répété : estimation du nombre d'échantillons à prélever

Sur la base d'une caractérisation initiale (temps 0) le nombre d'échantillons subséquent à prélever est déterminé d'après la table statistique proposée par Gilbert, R. O., 1987, cité dans (Canadian Society of Soil Science, 2006) (tableau 2.4):

avec :

n : nombre d'échantillons à prélever;

α : seuil de confiance ;

d : degrés de précision ;

CV : coefficient de variation.

2.9.6 Analyses en composante principale (ACP)

Considérant la multitude des données, une analyse en composante principale (ACP) a permis la comparaison simultanée des différents paramètres.

C'est en fait un ensemble de méthodes factorielles, qui vise une réduction de dimension tout en respectant le plus possible les données de bases. On obtient ainsi un condensé de données, illustré graphiquement et représentatif des liens entre variables (Husson, Lê et Pagès, 2009).

Par définition l'ACP permet :

- d'évaluer les similarités entre individus (ici, les différents bassins expérimentaux) considérant la totalité des variables ;
- de caractériser les liaisons linéaires entre ces variables (Husson, Lê et Pagès, 2009).

En l'occurrence, l'ACP est uniquement effectué sur les concentrations de surface (0-15cm) des métaux (plus grande puissance d'échantillonnage) : les concentrations en ETM constituent les variables *actives* (intégrées dans la construction des axes factoriels) et les valeurs de pH et conductivité, les variables *supplémentaires*.

En terme de représentativité, malgré la puissance d'échantillonnage relativement faible pour une ACP- la variabilité des données est correctement représentée (plus de 80%).

2.9.7 Analyse de variance -ANOVA-

L'ANOVA s'intéresse à l'effet de l'ajout d'intrant dans les bassins expérimentaux.

Pour ce faire, nous avons d'abord créé une variable indicatrice appelée *type*, prenant la valeur 1 dans le cas d'un essai *avec* intrants et 0 dans le cas d'un essai *sans* intrants.

Les variables d'intérêt (outcome) sont les différentes mesures (concentrations) aux trois temps -T₀, T₁ et T₂- définis.

L'interaction possible entre le *type* et le *temps* est également considérée : elle correspond à l'effet du *temps* sur les concentrations, pour les essais *avec* intrants comme pour les essais *sans* intrants.

Dans un formalisme mathématique, on peut écrire le modèle comme suit :

$$\text{Concentrations}_i = \beta_0 + \beta_1 * \text{type}_i + \beta_2 * \text{temp}_i + \beta_3 * \text{type}_i * \text{temp}_i + \varepsilon_i,$$

$$i = 1, \dots, \text{nombre total d'observations}$$

$$\text{où } \text{type}_i = \begin{cases} 1 & \text{si essais avec intrants} \\ 0 & \text{si essais sans intrants} \end{cases}$$

La *significativité* de l'ajout des intrants se traduit par le rejet de l'hypothèse nulle.

Les analyses ont été faites avec le logiciel SAS version 9.3. La procédure utilisée est le GLM (Generalized Linear Model) qui est plus flexible en termes d'options.

2.9.8 Représentativité *statistique* des résultats

Toute caractérisation environnementale pose la question de la *représentativité* et de la *réplicabilité statistique* des résultats obtenus.

Considérons les quantités d'échantillons analysés, prescrites par les méthodes du centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) : dans le cas de la M.A. 200-Mét 1.2, Rév.1, c'est 1 g de sol / sédiment qui est minéralisé à chaux afin d'en déterminer les concentrations en métaux extractibles totaux. Cet unique gramme est sensé être représentatif :

- de l'échantillon d'environ 390 g collectés;
- d'un volume de sol / sédiment spécifique, à plus grande échelle.

La variabilité spatiale -dans une matrice aussi hétérogène que la matrice sédimentaire- est *nécessairement sous-estimée*.

En l'occurrence, le facteur *budget* (4000 \$ par bloc de stage) est limitatif dans le cadre de ce projet : il ne permet pas d'atteindre la *puissance d'échantillonnage optimale* considérant la dispersion relative des différents contaminants (cf. section 2.4.3).

Cependant, la construction d'intervalle de confiance 95% a permis d'être plus réaliste -et plus précis- dans l'expression des variables mesurées.

CHAPITRE III

RÉSULTATS ANALYTIQUES

Tel que susmentionné, les eaux souterraines ont été caractérisées avant le dragage et l'entreposage terrestre des sédiments, au niveau du site 4 de la compagnie partenaire (cf. appendice B).

Les résultats du dosage en métaux dissous sont répertoriés dans le tableau E.1 (cf. appendice E). Ils sont comparés aux valeurs seuils établies par l'annexe 2 de la PPSRTC: *grille des critères applicables aux cas de contamination des eaux souterraines* (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999).

Selon les termes de PPSRTC, aucune contamination de l'eau souterraine n'est à signaler *avant le début de l'expérimentation pilote*.

3.1 Caractérisation initiale (T_0) des sols/sédiments de dragage

3.1.1 Caractérisation *environnementale* des sols/sédiments de dragage

3.1.1.1 Dosage des métaux extractibles totaux dans les sols/sédiments de dragage

Les tableaux E.2, E.3, E.4, E.5, E.6 et E.7 recensent les valeurs obtenues en métaux extractibles totaux pour chacun des bassins expérimentaux (cf. appendice E)

Les résultats sont comparés aux valeurs seuils établies par l'annexe 2 de la PPSRTC, tableau 1 : *grille des critères génériques pour les sols* (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999).

Signalons que les valeurs de Cr mesurés -de T₀ à T₂- correspondent au Cr *totale*.

En l'occurrence, le dosage T₀ des ETM révèle : une absence de contamination dans les sédiments issus du parc nautique Sorel (B1), et des concentrations moyennes en Cr, Zn, Pb, Co, Ni situées systématiquement dans la plage A-B de contamination -ou à son seuil- pour le parc nautique fédéral (B2, B3, B4, B5 et B6).

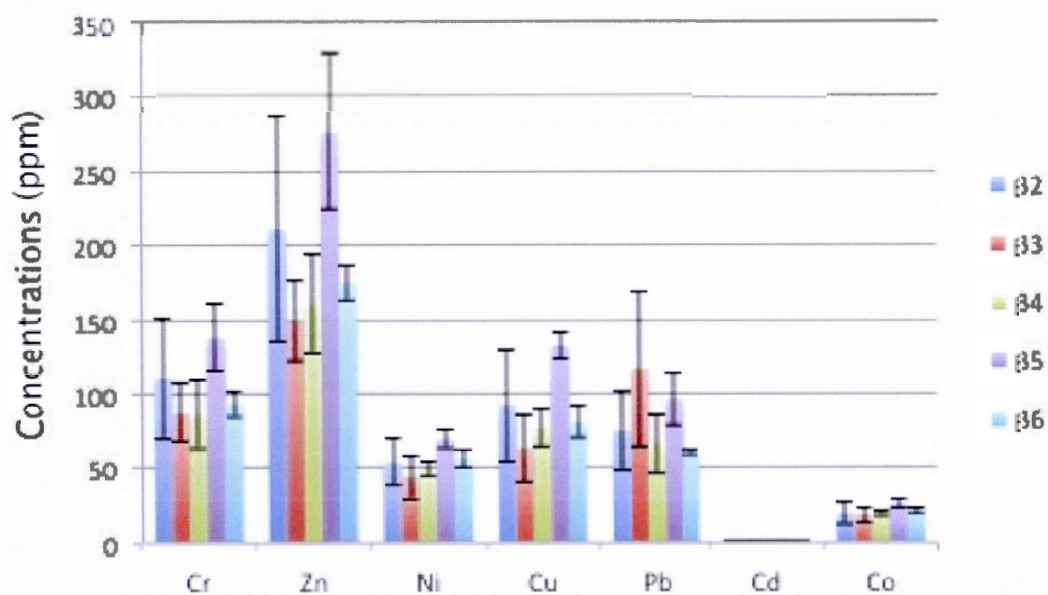
Le Cu affiche également des concentrations moyennes majoritairement dans la plage A-B de contamination ; exception faite de B5 où les valeurs observées sont particulièrement élevées (plage B-C de contamination).

La tendance est similaire pour le Cd, peu présent dans l'ensemble des bassins expérimentaux, mais qui voit sa concentration moyenne augmentée dans B5 (plage A-B de contamination).

Les différents ETM se répartissent dans les bassins expérimentaux de la façon suivante (figure 3.1) :

- [Cr] : B5 > B2 > B6 > B3 > B4 ;
- [Zn] : B5 > B2 > B6 > B4 > B3 ;
- [Ni] : B5 > B6 > B2 > B4 > B3 ;
- [Cu] : B5 > B2 > B6 > B4 > B3 ;
- [Pb] : B3 > B5 > B2 > B4 > B6 ;
- [Cd] : B5 > B6 > B2 > B4 > B3 ;
- [Co] : B5 > B6 > B4 > B2 > B3 .

Figure 3.1: Répartition des concentrations moyennes en métaux extractibles totaux par bassin -T₀-



Tous éléments confondus -hormis le Pb-, B5 apparaît comme le bassin affichant la plus forte concentration en métaux extractibles totaux à T₀.

3.1.1.2 Dosage des hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀ et HAP dans les sols/sédiments de dragage

Les tableaux E.8, E.9, E.10, E.11, E.12 et E.13 regroupent les valeurs obtenues en hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀ et HAP pour chacun des bassins expérimentaux.

On observe :

- à l'instar de la caractérisation en ETM, une absence de contamination en $C_{10}C_{50}$ et HAP dans B1 (parc nautique Sorel) ;
- des concentrations moyennes très élevées en $C_{10}C_{50}$ dans l'ensemble des sédiments issus du parc nautique fédéral (Plage B-C de contamination), avec un degré de contamination légèrement moins important dans B6, classifié A-B ;
- des concentrations en HAP situées majoritairement dans la plage A-B de contamination (figure 3.2).

À noter également une prédominance générale des HAP lourds (> 3 cycles) - benzo(b,j,k)fluoranthène, benzo(a)anthracène, pyrène, chrysène, fluoranthène, benzo(a)pyrène- avec:

HAP lourds (4 et 5 cycles) :

- [benzo(a)anthracène] : $(B5=B4) > (B2=B3=B6)$;
- [benzo(a)pyrène] : $(B5=B4) > (B2=B3=B6)$;
- [benzo(b,j,k)fluoranthène] : $(B5=B4) > (B3=B6) > B2$;
- [chrysène] : $(B5=B4) > B3 > (B2=B6)$;
- [fluoranthène] : $(B5=B4) > (B3=B6) > B2$;
- [pyrène] : $B5 > B4 > (B3=B6) > B2$;

et :

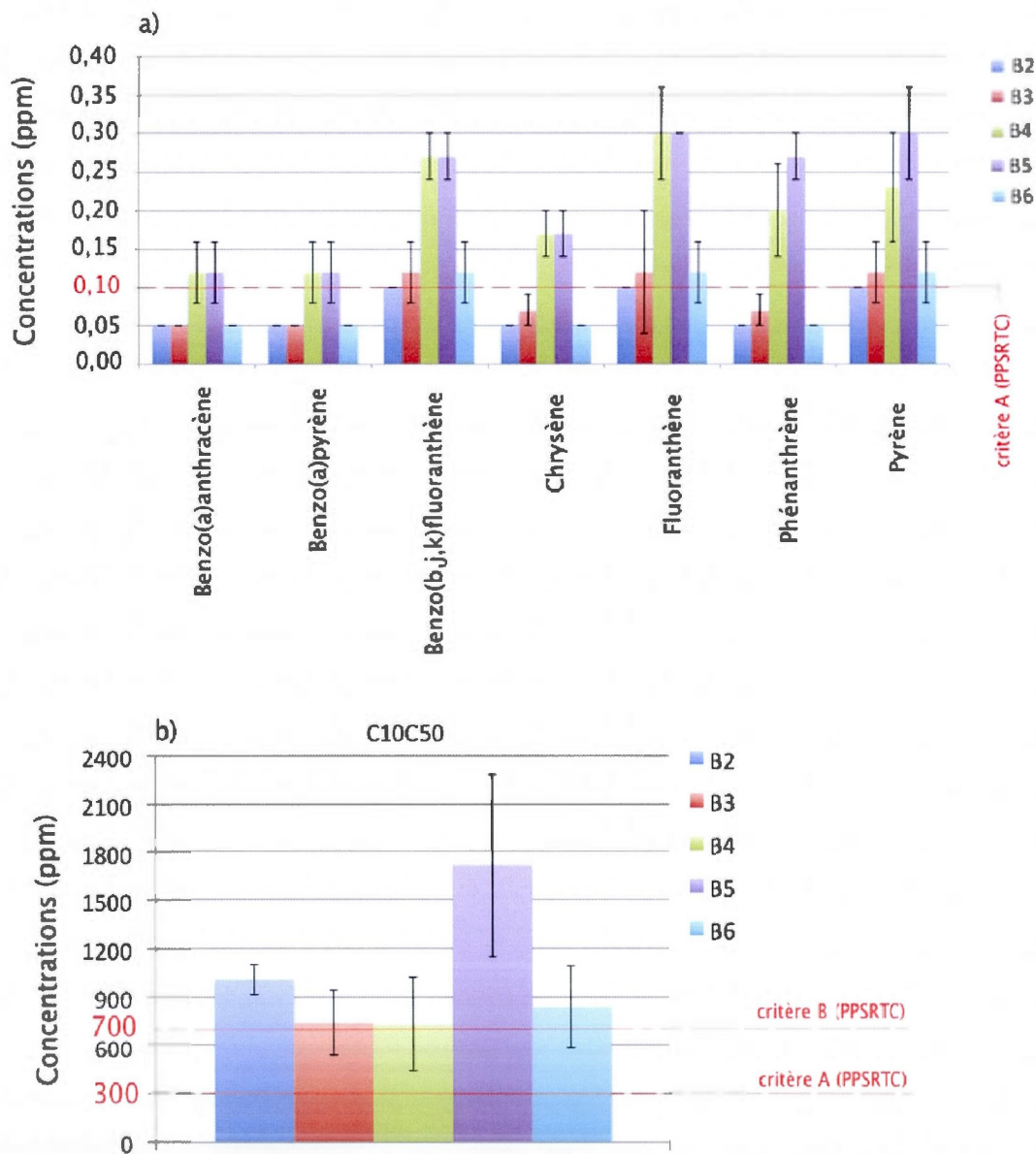
HAP légers (3 cycles) :

- [phénanthrène] : $B5 > B4 > (B3=B6) > B2$;

Hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$:

- [$C_{10}C_{50}$] : $B5 > B2 > B6 > (B3=B4)$.

Figure 3.2: Répartition des concentrations moyennes (ppm) en : (a) HAP ; (b) $C_{10}C_{50}-T_0$



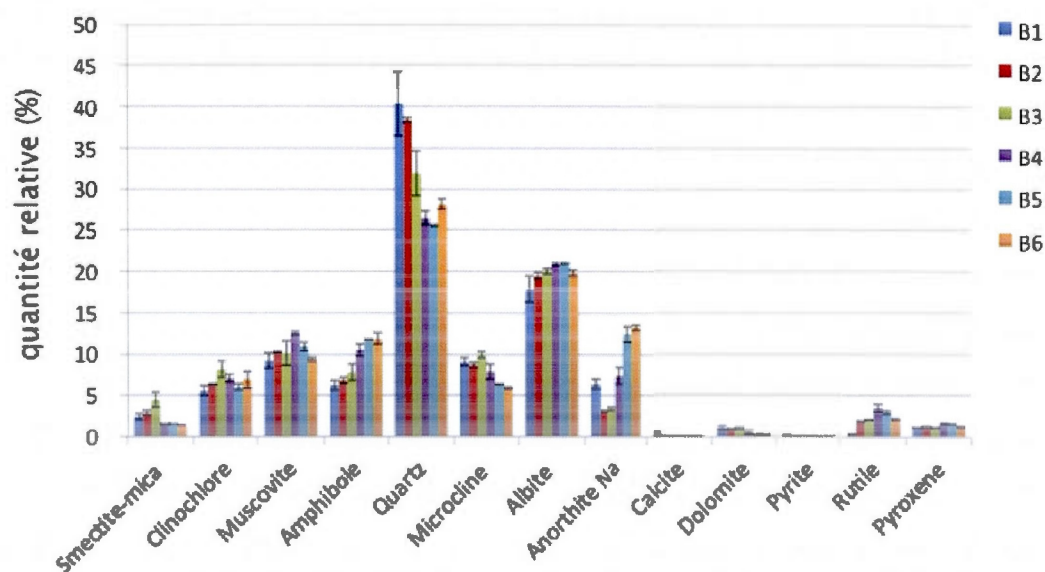
Le bassin expérimental n°5 (B5) présente la concentration moyenne la plus élevée en benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, benzo(b,j,k)fluoranthène, chrysène, fluoranthène, phénanthrène et pyrène, mais également en hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$.

3.1.2 Caractérisation physico-chimique *complémentaire* des sols/sédiments de dragage

3.1.2.1 Caractérisation minéralogique

Les différentes espèces minéralogiques identifiées ainsi que leur quantité relative sont indiquées dans la figure 3.3

Figure 3.3 : Répartition des espèces minéralogiques et de leur quantité moyenne relative (%)



On observe une prédominance des silicates -quartz et albite notamment- dans l'ensemble des bassins expérimentaux.

Des argiles phylliteuses de type smectite/mica, clinochlore et muscovite sont également présentes, mais en proportion réduite (1,4 % à 4,5% en moyenne par bassin pour smectite/mica, 5,57% à 8,13% pour clinochlore et 9,2% à 12,5% pour muscovite).

Les sulfures sont quasiment inexistantes (pyrite $\leq 0,1$ %) *versus* un taux de calcite et de dolomite respectivement de 0,14 % et 0,64 % (moyenne des bassins).

Corrélativement, les résultats FX révèlent une prépondérance de silicium (Si) et d'aluminium (Al) sous forme d'oxydes : moyenne respective de 57,24% et 15,14% tous bassins confondus (tableau E.14 ; appendice E).

À ceci s'ajoutent des quantités de Fe_2O_3 non négligeables : entre 4,96% et 7,24% en moyenne par bassin expérimental.

Pour ce qui est du rapport [sulfure] / [calcium + magnésium] = $\text{S}/(\text{CaO}+\text{MgO}) \approx 1/17$ avec $\text{S} = 0,45\%$ et $\text{CaO}+\text{MgO} = 7,69\%$ en moyenne (tout bassin confondu). Le potentiel acidogène des sédiments en condition oxydante est donc quasiment nul.

À noter la présence de vanadium -V- (jusqu'à 174,30 ppm dans B2), rubidium -Rb- (52,67 ppm à 64,33 ppm en moyenne par bassin), strontium -Sr- (291,00 ppm à 396,67 ppm en moyenne par bassin), zirconium -Zr- (379,67 ppm à 500,67 ppm en moyenne par bassin) et barium -Ba- (222,67 ppm uniquement dans B1) à l'état de trace.

Quant aux concentrations *totales* moyennes en manganèse observées par bassin, elles varient de 688,33 ppm à 880,67 ppm.

Autre fait notable : B1 est exempt de CO₂ quand B2, B3, B4, B5 et B6 affichent de 3,18% à 9,24% de CO₂ en moyenne par bassin. Cette observation doit être corroborée par le dosage de la MO dans les sédiments.

Considérant l'absence de contamination dans B1 et à *contrario* la présence de contaminants dans B2, B3, B4, B5, B6 au sens défini par la PPSRTC, la MO apparaît, en l'occurrence, comme une piste de réflexion intéressante quant à la *distribution* des ETM au sein de la matrice sédimentaire.

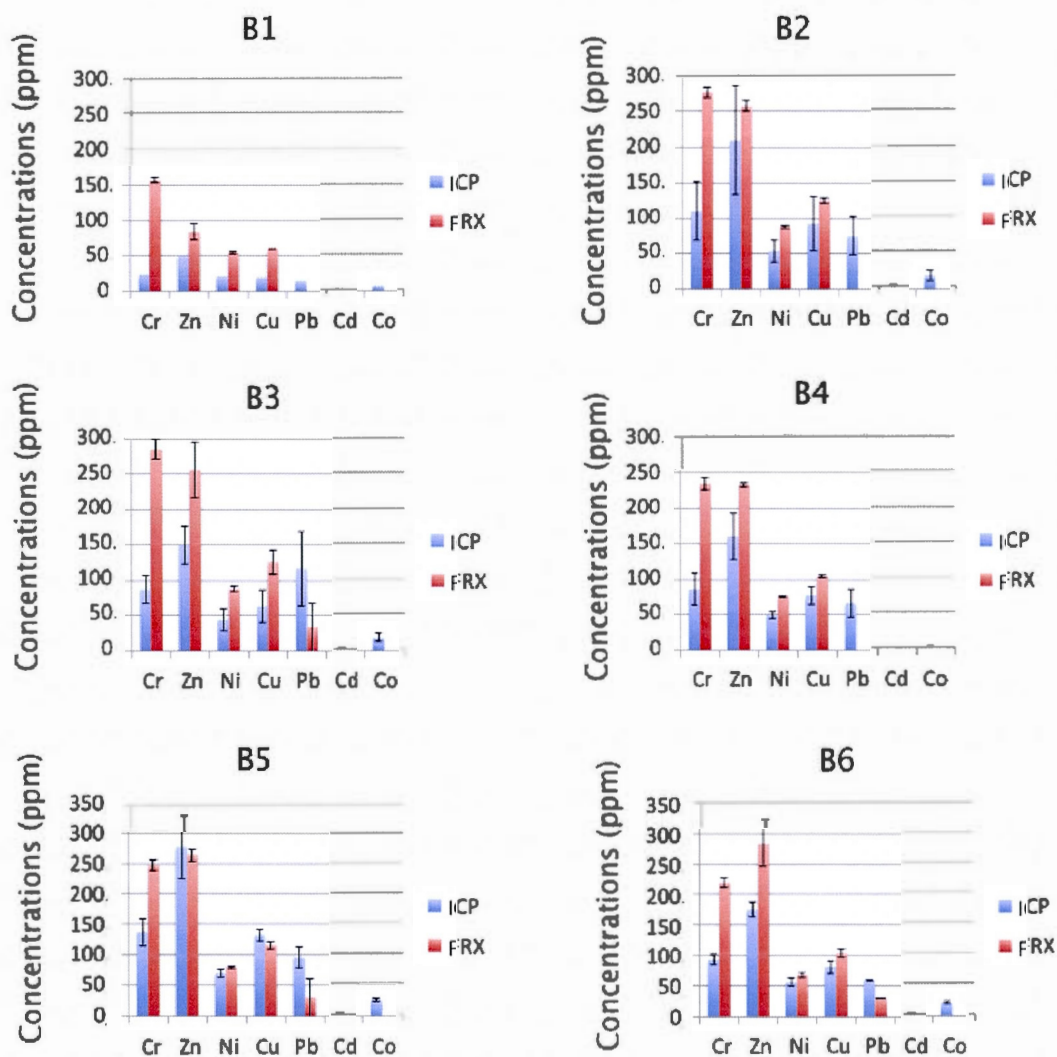
À titre comparatif, les concentrations en métaux extractibles totaux jugés problématiques -Cr, Zn, Ni, Cu, Pb, Cd, Co- par la PPSRTC (MA. 200 - Mét. 1.2, Rév. 1) sont mis en parallèle avec les quantités obtenues par FRX (figure 3.4)²⁶

Le constat est prévisible : les concentrations en Cr, Zn, Ni, Cu obtenues par FRX sont systématiquement plus élevées que celles obtenues par ICP/AES - MA. 200 - Mét. 1.2, Rév. 1-. La fraction en ETM totale est généralement plus importante que la fraction «biodisponible» (exception faite de B5 où concentration extractible totale ≈ concentration totale pour le Zn, Ni et Cu).

Par ailleurs, le dosage FRX ne révèle aucune présence de Cd et Co dans les échantillons à la différence du dosage ICP/AES - MA. 200 - Mét. 1.2, Rév. 1.

²⁶ : Rappelons que les concentrations dosées à l'ICP-AES - issues d'une minéralisation à chaux des échantillons de sol par HNO₃ (50%) et HCl (20%) - correspondent aux métaux *extractibles totaux* (MA. 200 - Mét. 1.2, Rév. 1) ; les quantités relatives mesurées par FRX sont, quant à elles, représentatives des métaux *totaux* (incluant les ETM présents dans les réseaux cristallins des minéraux silicatés).

Figure 3.4 : Comparaison dosage FRX/ICP: Cr, Zn, Ni, Cu, Pb, Cd et Co -T₀-



Les concentrations en Cd sont possiblement proches -ou en dessous- de la limite de détection de l'appareil fixée à 1 ppm.

La non-détection du Co mais également du Pb dans B2 et B4 (sous-évalué dans tous les cas) est plus difficile à interpréter. À ce stade, les fluctuations possibles d'échantillonnage apportent une réponse partielle : les échantillons analysés par FRX

bien que provenant des mêmes bassins ne sont pas identiques à ceux analysés par ICP/AES. Les quantités sont également différentes : 5 g pour FRX contre 1 g pour ICP/AES MA. 200 - Mét. 1.2, Rév. 1).

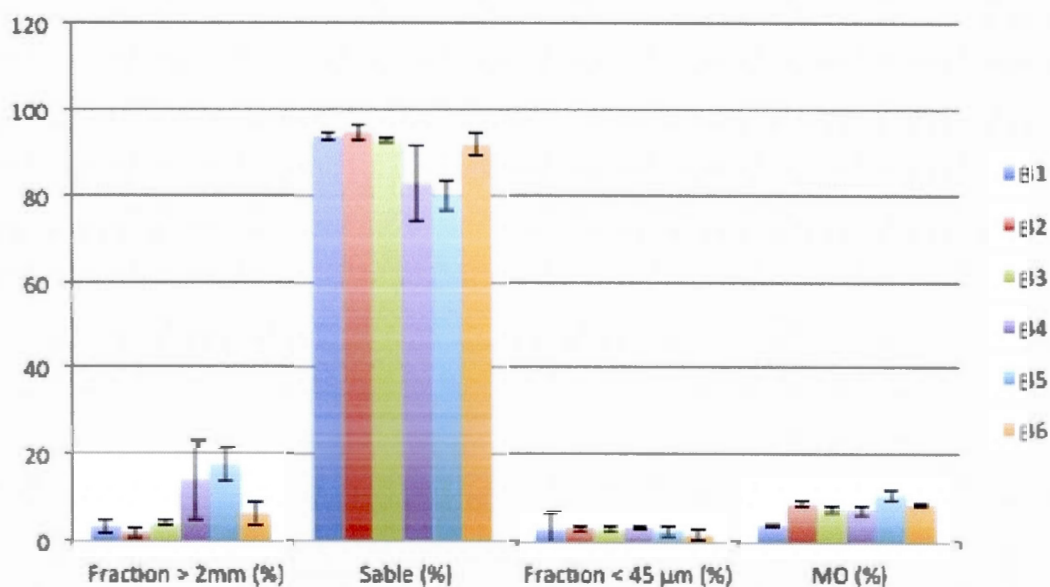
3.1.2.2 Granulométrie et teneur en MO

Tous les bassins expérimentaux sont à dominance sablonneuse (entre 80,01 % et 94,66% de sable) avec une teneur en MO moyenne autour de 8% pour B2, B3, B4 et B6 (figure 3.5).

B5 affiche la quantité de MO la plus importante avec un pic à 10,65 %.

Tel qu'attendu (résultats FRX), B1 affiche un taux de MO moyen plus faible avec 3,91%.

Figure 3.5: Bassins expérimentaux : profil granulométrique et teneur en matière organique -T₀-



3.1.2.3 Multiparamètres : pH et conductivité dans les sols/sédiments de dragage

Les échantillons analysés affichent tous un pH neutre à basique, avec une dispersion relative très faible ($CV \approx 2\%$) pour l'ensemble des bassins (figure 3.6).

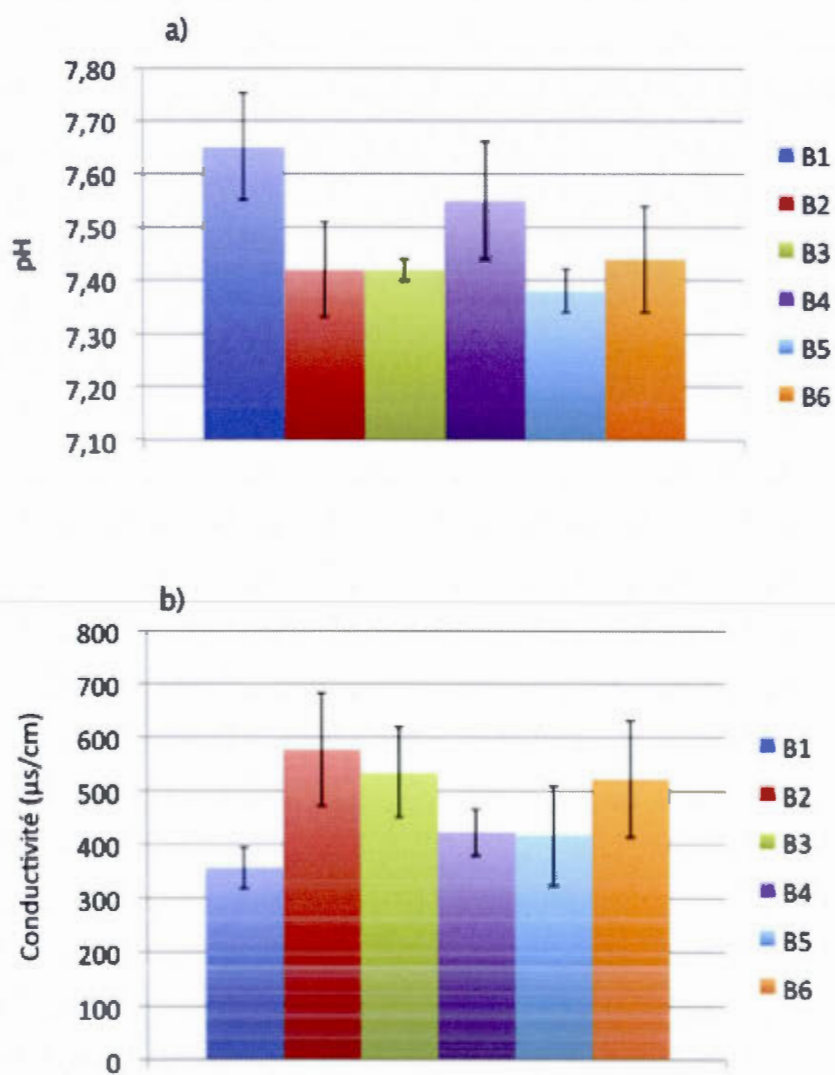
Les pH les plus élevés sont observés dans B1 (7,6) et B4 (7,5). B5, présente pour sa part, le pH le plus faible (7,4).

En définitive, les fluctuations de pH entre B1, B2, B3, B4, B5 et B6 sont assez mineures.

Le paramètre conductivité est indicateur des minéraux dissous dans le sol.

Si B1 -exempt de contamination- affiche logiquement la conductivité la plus faible : $356 \mu\text{S/cm}$, B5, bassin expérimental le plus contaminé à T_0 , présente une conductivité relativement peu élevée par rapport à celles de B2, B3, et B4 (maximum $577 \mu\text{S/cm}$ pour B2) (figure 3.6)

Figure 3.6: Comparaison des données multiparamétriques à T_0 : a) pH ; b) conductivité



3.1.3 Analyse en composante principale (ACP) à T_0

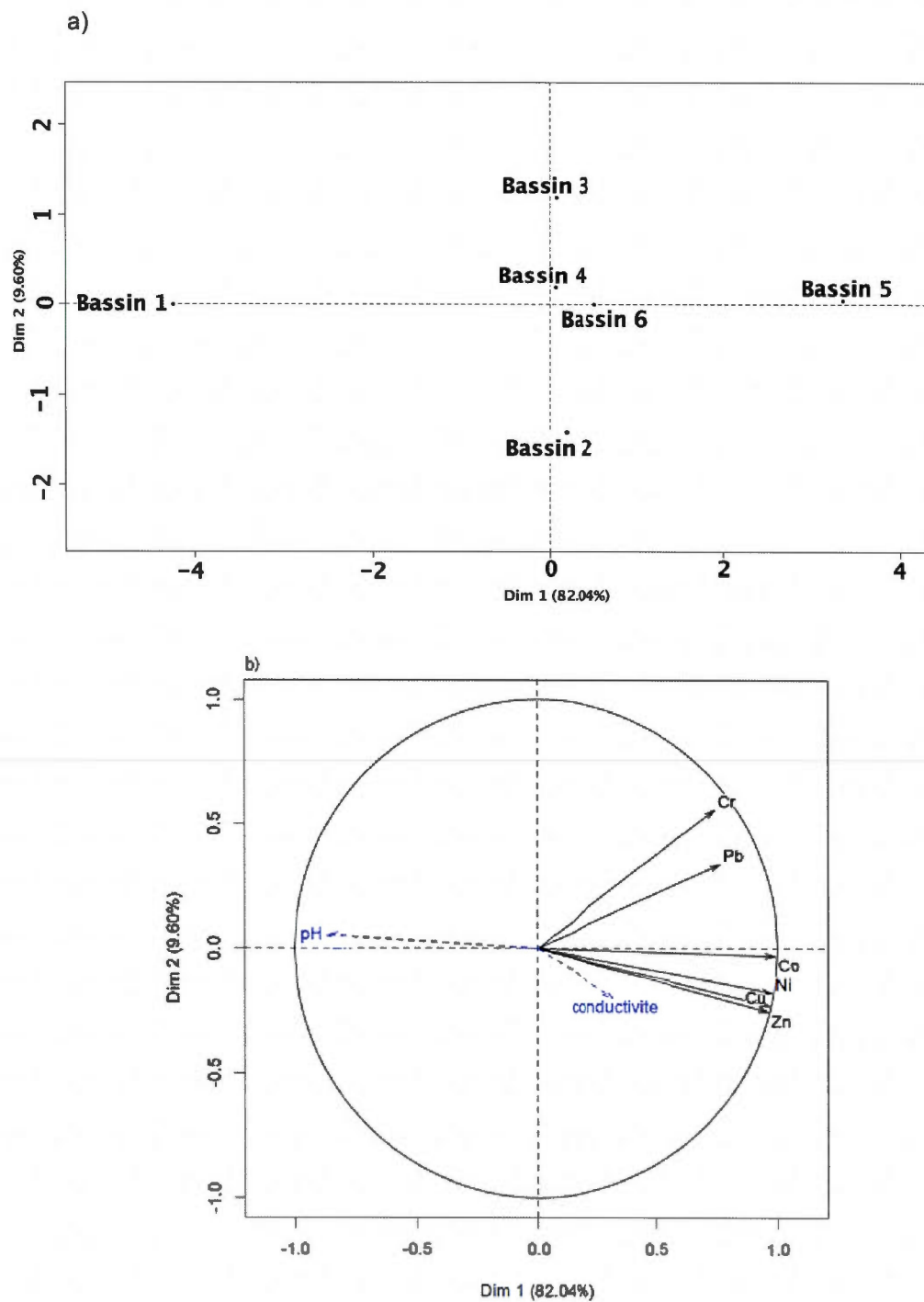
Globalement, la représentation plane de l'ACP (figures 3.7 a) positionne les individus selon leur affinité pour les variables : un bassin expérimental donné, est situé du côté des variables ([Cr], [Zn], [Ni], [Cu], [Co], pH, Eh et conductivité) pour lesquelles il présente de fortes valeurs.

En terme de représentativité, le premier axe (Dim 1) exprime 82,04 % de la variabilité des données à T_0 .

La figure 3.7 b) illustre :

- la corrélation *positive* qu'il existe entre le premier axe factoriel (première composante principale), les concentrations en Cr, Zn, Ni, Cu, Co et la conductivité. En somme, les bassins 2, 3, 4, 5 et 6 -contaminés- affichent globalement une conductivité plus élevée que le bassin 1 -exempt de contamination ;
- la corrélation par contre *négative* avec les résultats pH : les valeurs les plus importantes -pour ce paramètre- sont retrouvées dans le bassin 1.

Figure 3.7: T_0 : a) représentation plane du nuage d'individus; b) représentation des variables actives et supplémentaire



En somme, trois pôles se dessinent :

- Le bassin 1, non contaminé, affichant les valeurs pH les plus élevées et la conductivité la plus faible ;
- Les bassins 2, 3, 4, 6 *intermédiaires* en terme de contamination mais avec une forte conductivité ;
- Le bassin 5, le plus contaminé mais avec une conductivité relativement faible notamment par rapport au bassin 2.

3.2 Caractérisation intermédiaire $T_0 - T_1$: *couvert végétal et eaux de lixiviation*

3.2.1 Caractérisation *environnementale* du couvert végétal établi

Un couvert végétal s'est établi naturellement entre T_0 et T_1 sur un matériel encore saturé d'eau ($\%wt_{moyen} \geq 200 \%$) avec 90% à 95% de surface de recouvrement par bassin (figure 3.8)

L'ajout d'intrant et le brassage à D -date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments- + 3 mois, a néanmoins perturbé le développement du couvert végétal dans B4, B5 et B6 (figure 3.9)

Les espèces répertoriées -tous bassins confondus- sont :

- *Typha angustifolia*: macrophytes caractéristique des zones humides, on la retrouve communément sur le bord des routes. Sa croissance rapide et sa biomasse élevée justifient son utilisation en phytoremédiation notamment pour l'accumulation du Pb au niveau racinaire. (Panich-Pat *et al.*, 2004).
Très sensible à l'assèchement, elle est une bonne indicatrice des variations de la teneur en eau du milieu (Mirhani, 2007).
- *Phragmites australis*: à l'instar de *Typha angustifolia*, ce macrophyte est capable de se développer dans des environnements fortement contaminés. Elle est particulièrement reconnue pour sa propension à l'accumulation métallique racinaire - Cd, Hg, Pb et Zn notamment - (Bonanno et Lo Giudice, 2010).
Par ailleurs, des études récentes démontrent la dégradation accélérée du pyrène et benzo[a]pyrène par la rhizosphère de *Phragmites australis* (Toyama *et al.*, 2011).
Physiologiquement, son développement racinaire lui permet d'aller chercher l'eau plus en profondeur que *Typha angustifolia*.
- *Chenopodium album*: mauvaise herbe ubiquiste, son utilisation est récemment considérée dans les cas de sols contaminés au Cd (Mazhari et Bahare, 2012)

Figure 3.8: Couvert végétal, 2 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments



Figure 3.9: Ajout d'intrants et brassage mécanique dans les bassins 4, 5 et 6, 3 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments



3.2.1.1 Dosage des métaux extractibles totaux dans le couvert végétal établi

Le prélèvement des plantes pour analyses a été effectué à D + 7 mois.

Considérant la dominance de *Typha angustifolia* et *Phragmites australis* dans les bassins expérimentaux, les concentrations en ETM sont mesurées - au niveau des racines et des parties aériennes (tige et feuilles)- dans ces deux espèces particulières.

En l'occurrence, entre T_0 et T_1 , aucune trace d'accumulation inorganique (ETM) n'est détectée chez *Typha angustifolia* et *Phragmites Australis*.

3.2.1.1 Dosage des HAP et C_{10} - C_{50} dans le couvert végétal établi

Le dosage est également effectué au niveau des racines et des parties aériennes de *Typha angustifolia* et *Phragmites australis*.

Aucune trace d'accumulation organique (HAP et C_{10} - C_{50}) n'est détecté chez ces deux espèces particulières à D + 7 mois.

3.2.2 Caractérisation *environnementale* des eaux de lixiviation

Les *contaminants* :

- quantifiés dans les bassins expérimentaux et retrouvés en concentration *significative* à T_0 ;
- sont également quantifiés dans les eaux de lixiviation, entre T_0 et T_1 .

Suivant cette logique, aucun dosage n'est effectué sur les eaux du regard 1 -R1- entre T_0 et T_1 (puisque B1 est exempt de contamination)

3.2.2.1 Dosage des métaux *extractibles totaux* dans l'eau de lixiviation

Le dosage des ETM dans les eaux de lixiviations issues des regards est réalisé -pour la première fois- 4 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments (D + 4 mois) (cf. appendice D).

À D + 4 mois, Zn est le seul ETM retrouvé en concentration significative, supérieure au seuil CRREP (*critère pour rejet dans le réseau d'égout pluvial*), défini par la municipalité de St-Roch-de-Richelieu (Laperle et Millette, 1989); et ce, uniquement dans le regard 4 (R4) (cf. appendice E).

Une valeur de Zn avoisinant le seuil CRREP (0,7 ppm) est toutefois observée dans R2 (tableau E.15 a)).

Considérant les premiers résultats observés, l'analyse subséquente (D + 6 mois) des eaux de lixiviation est effectuée sur R2 et R4 seulement (tableau E.15 b))

On observe des concentrations en Zn :

- identique à la caractérisation initiale dans R2 (0,7 ppm) ;
- considérablement en baisse dans R4 (0,2 ppm).

Les résultats successifs - D + 7 mois, D + 8 mois, D + 12 mois, D + 14 mois - confirment cette tendance soit :

- la variabilité de la concentration en Zn dans R4 ;
- l'absence de Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn dans l'eau de lixiviation.

Fait nouveau par contre : des valeurs en Zn supérieures aux CRREP, voir supérieures aux CRREUD font leur apparition dans différents regards - R2, R3, R5 et R6 - jusqu' alors non contaminés (figure 3.10).

Il n'existe, en outre, aucune relation linéaire entre concentration en Zn et volume d'eau dans les regards (coefficient de corrélation $R < 0,1$ dans tous les cas).

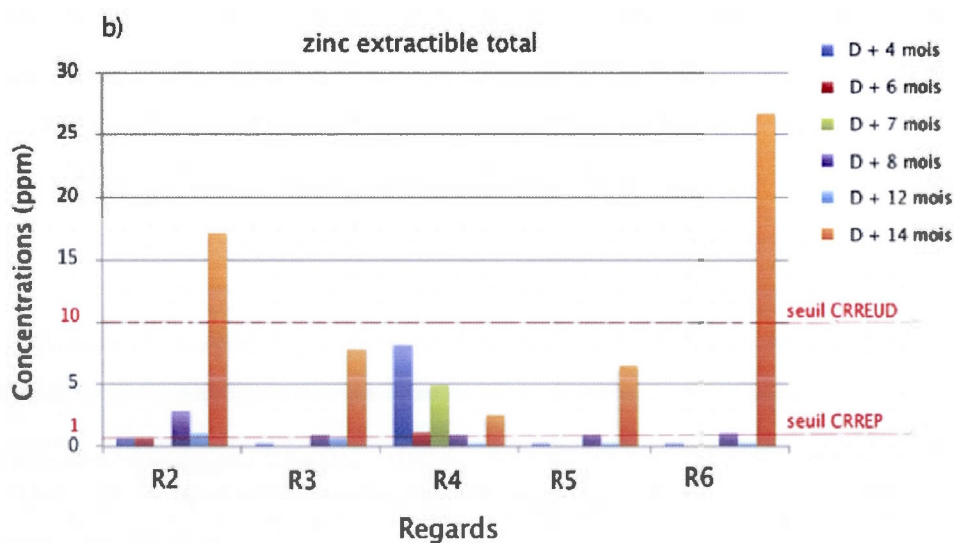
Notons que, suite à la vidange de l'ensemble des regards entre : (1) D + 6 mois et D + 7 mois ; (2) D + 7 mois et D + 8 mois, une remontée très lente de l'eau de lixiviation est observée dans R1 et R6, synonyme de mauvaises conditions de drainage. Environ

7 jours sont nécessaires pour que R2, R3, R4 et R5 soient totalement comblés, contre 2 semaines pour R1 et R6.

Figure 3.10 : Concentrations en Zn extractible total (ppm) dans les eaux de lixiviation : a) volume d'eau dans les regards; b) concentration par regard selon la période d'échantillonnage

a)

Période	Volume (m ³)				
	R2	R3	R4	R5	R6
D + 4mois	2,09	1,91	2,73	2,75	1,99
D + 6 mois	3,00	-	2,85	-	-
D + 7 mois	-	-	2,45	-	-
D + 8 mois	2,67	2,59	1,98	2,60	1,63
D + 12 mois	2,32	2,18	2,14	2,32	2,27
D + 14 mois	2,26	2,07	2,11	2,16	1,62



D : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments; - : Dosage non effectué.

À ce stade, deux hypothèses sont posées afin d'expliquer ces concentrations variables en Zn dans les regards :

- Zn est possiblement associée à la fraction réductible des sédiments (FeO, MnO...); les conditions de réduction prépondérantes dans les bassins conduisent à son relargage dans les eaux de lixiviation. Cela n'explique cependant pas la variabilité si marquée des concentrations en Zn dans le temps, et dans l'espace considérant les fluctuations relativement faibles des paramètres pH, redox, et conductivité entre bassins ;
- la source de relargage de Zn est autre, éventuellement liée au matériel utilisé dans le soubassement des bassins expérimentaux.

3.2.2.2 Dosage des HAP et hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀ dans l'eau de lixiviation

Aucun HAP n'est dosé en concentration significative dans l'eau de lixiviation des différents regards à D + 3 mois, D + 6 mois, D + 7 mois et D + 12 mois .

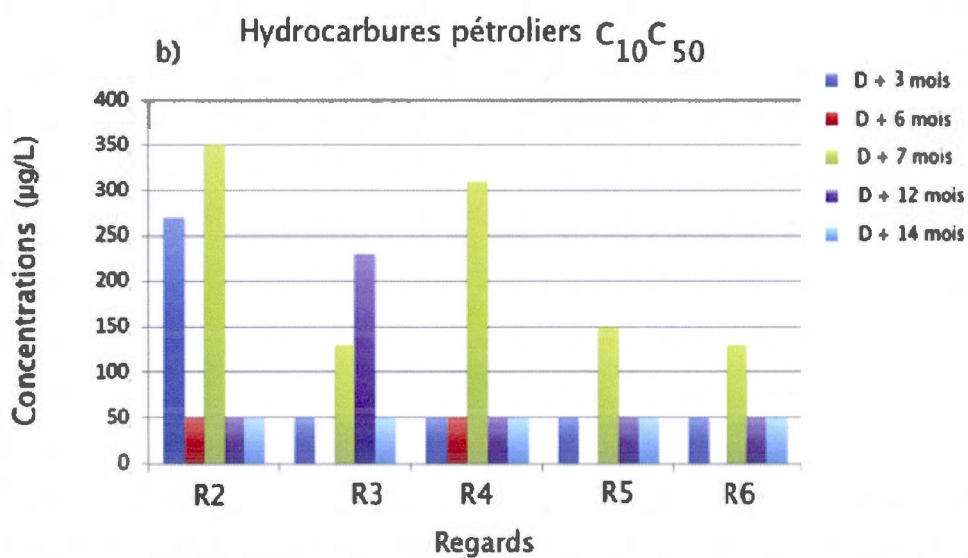
La présence d'hydrocarbures pétroliers est par contre répertoriée (figure 3.11), mais dans des proportions et selon une répartition par regard, variable dans le temps. Leur concentration est néanmoins systématiquement inférieure au seuil CRREP (15 ppm).

En terme statistique, aucune relation linéaire ne lie volume d'eau dans les regards et concentration en C₁₀C₅₀ (coefficient de corrélation $R < 0,1$ dans tous les cas).

Figure 3.11 : Concentrations en hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ ($\mu\text{g/L}$) dans les eaux de lixiviation : a) volume d'eau dans les regards; b) concentration par regard selon la période d'échantillonnage

a)

Période	Volume (m^3)				
	R2	R3	R4	R5	R6
D + 3 mois	2,00	1,85	2,50	2,70	1,90
D + 6 mois	3,00	-	2,85	-	-
D + 7 mois	2,67	2,59	1,98	2,60	1,63
D + 12 mois	2,32	2,18	2,14	2,32	2,27
D + 14 mois	2,26	2,07	2,11	2,16	1,62



D : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments; - : Dosage non effectué.

3.2.2.3 Tests d'écotoxicité

Les concentrations en Zn particulièrement élevées retrouvées dans les différents regards posent la question de l'impact potentiel de l'eau de lixiviation sur l'environnement.

Le règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égouts de la municipalité de Saint-Roch-de-Richelieu fixe les limites CRREP et CRREUD en Zn total à 1 ppm et 10 ppm respectivement (Laperle et Millette, 1989).

Ces concentrations limites sont déterminées sur la base :

- des concentrations retrouvées dans l'eau potable (variable selon les régions) ;
- de la concentration des eaux usées domestiques «typiques» ;
- des recommandations du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement -CCME- sur la qualité de la vie aquatique (MARBEK Resource Consultant Ltd., 2009).

En général, la toxicité du Zn dépend de sa spéciation, mais également de la dureté de l'eau : plus les eaux sont riches en calcium et magnésium moins le Zn apparaît comme toxique pour les organismes. Ceci notamment grâce à la formation de carbonate de zinc, plus ou moins stable selon l'évolution des conditions redox.

Mg^{2+} et Ca^{2+} sont également susceptibles de se fixer sur les récepteurs membranaires des organismes aquatiques et d'inhiber ainsi l'action du Zn (U.S. EPA, 1980).

Milieu aqueux reconstitué : À 72h, l'émission de fluorescence chlorophyllienne variable est en baisse dans les milieux B, C et D comparativement au milieu d'origine (Ctrl). L'activité photosynthétique de PII est donc affectée, synonyme de

la toxicité de la concentration en ZnSO_4 à 8 ppm, 15 ppm et 20 ppm. Toxicité allant *crescendo* plus la concentration est élevée (figure 3.12).

La diminution de l'émission de fluorescence chlorophyllienne variable est particulièrement marquée à 15 ppm et 20 ppm.

Les paramètres F_v/F_M et F'_v/F'_M indicateur de l'efficacité du transfert d'électrons vers les quinones pour *Lemna gibba*, respectivement, adaptée à l'obscurité et à la lumière confirme cette tendance. Les ratios F_v/F_M et F'_v/F'_M baissent significativement en 72h pour $[\text{ZnSO}_4] = 15 \text{ ppm}$ et $[\text{ZnSO}_4] = 20 \text{ ppm}$. La variation dans le temps est beaucoup plus mineure pour $[\text{ZnSO}_4] = 8 \text{ ppm}$ (figure 3.13)

Figure 3.12: Variation dans la cinétique de la fluorescence chlorophyllienne chez *L. Gibba* exposée 72h à 8 ppm, 15 ppm et 20 ppm de ZnSO_4

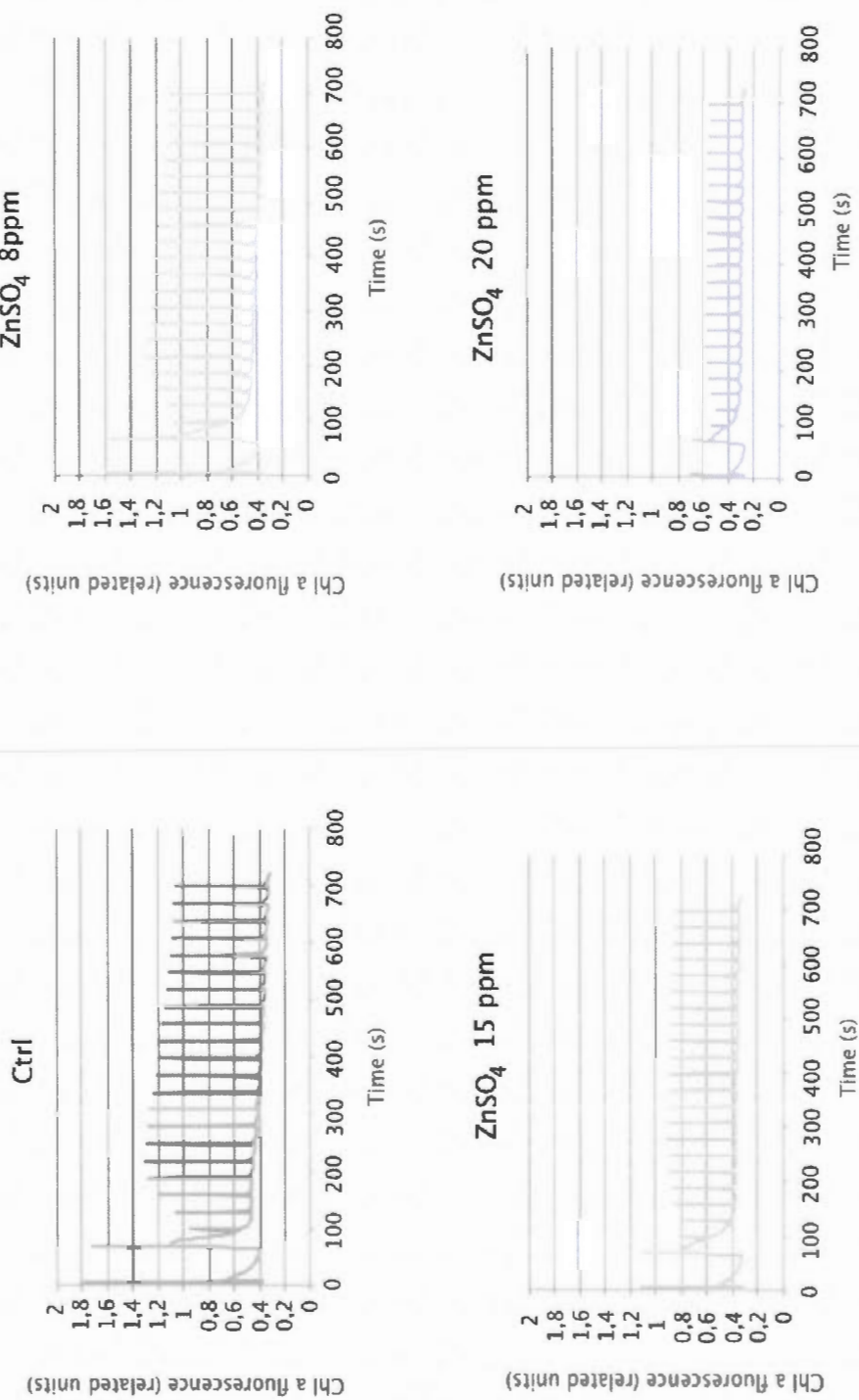
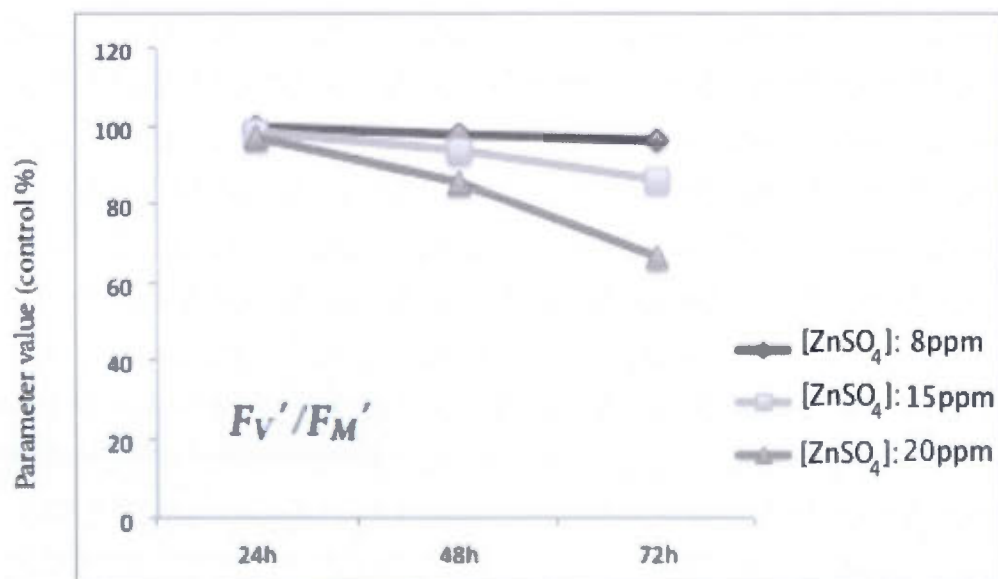
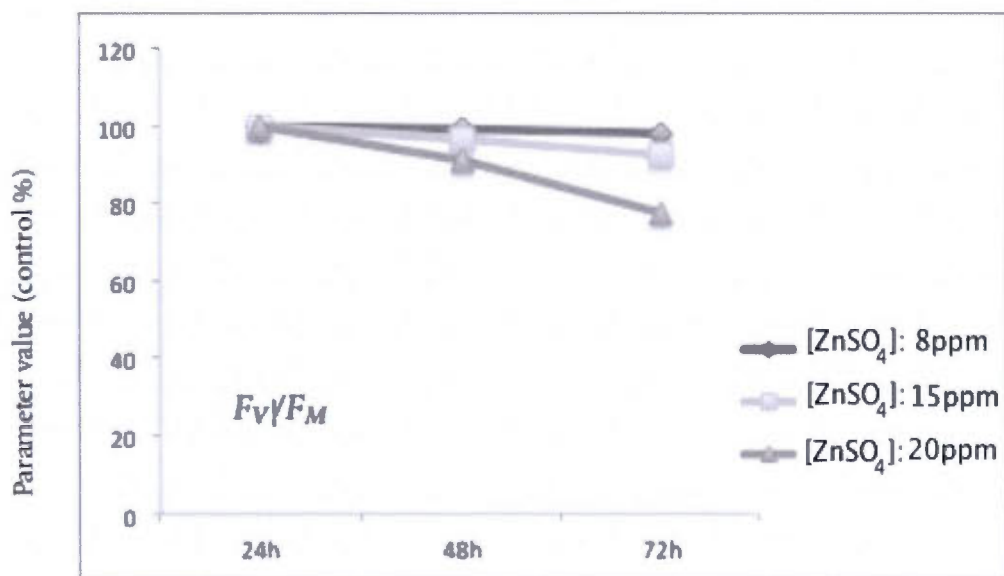


Figure 3.13 : Évolution -sur 72h- de l'efficacité du transfert d'électrons vers les quinones pour *Lemna gibba* : a) adaptée à l'obscurité (F_V/F_M) ; b) adaptée à la lumière (F'_V/F'_M)



Eau de lixiviation naturelle à D + 7 mois : on observe une légère baisse de la fluorescence chlorophyllienne dans les milieux correspondant aux eaux de lixiviation des différents regards (figure 3.14).

Cette diminution est cependant plus importante à $[\text{Zn extract. total}] = 1 \text{ ppm}$ et $1,1 \text{ ppm}$ qu'à $[\text{Zn extract. total}] = 2,9 \text{ ppm}$.

Corrélativement, les ratios F_V/F_M et F'_V/F'_M sont très peu affectés et l'efficacité du transfert d'électron connaît même une augmentation - bien que faible- 72h après le début des essais, pour $[\text{Zn extract. total}] = 2,9 \text{ ppm}$ (figure 3.15).

Cette concentration particulière semble stimuler -du moins dans cette fenêtre temporelle- le métabolisme de *Lemna gibba*.

Figure 3.14: Variation dans la cinétique de la fluorescence chlorophyllienne chez *L. Gibba* exposée 72h à 2,9 ppm (regard 2), 1 ppm (regard 3), 1 ppm (regard 4), 1 ppm (regard 5), 1,1 ppm (regard 6) de Zn extractible total

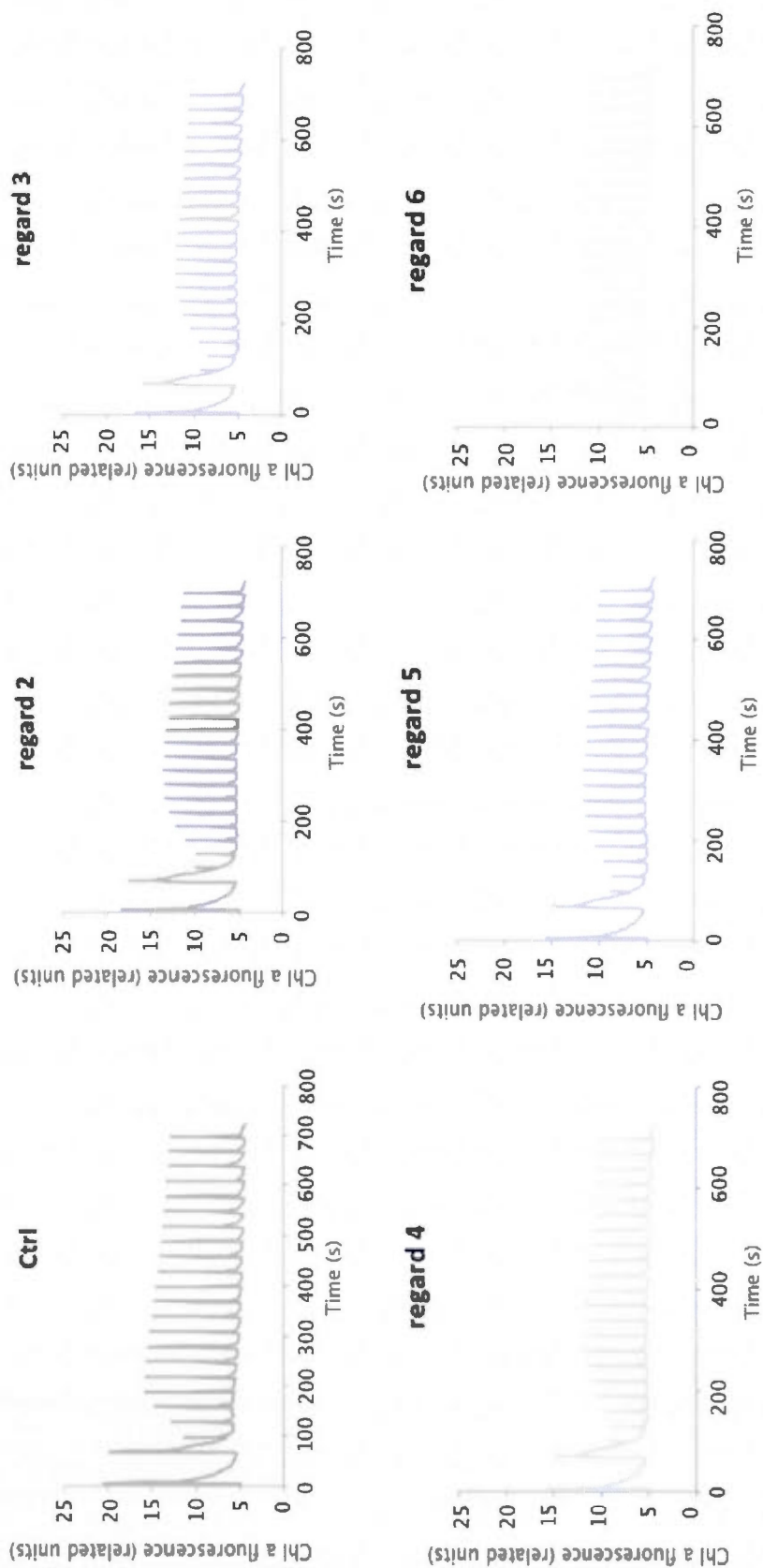
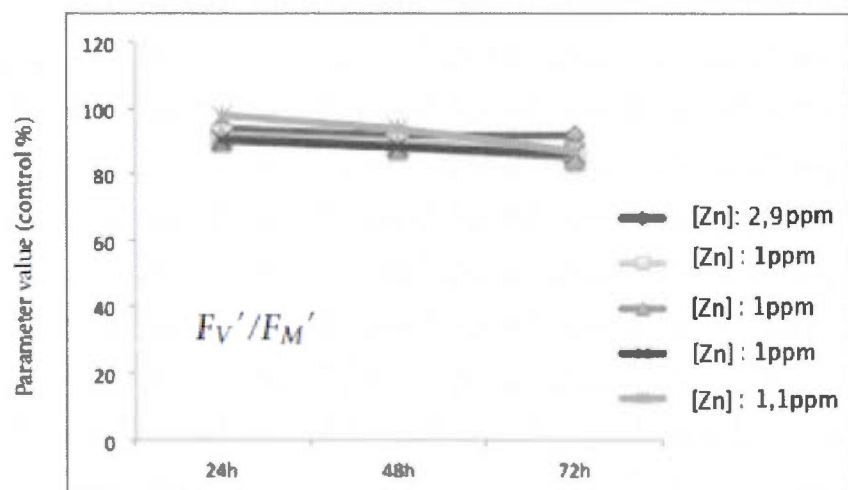
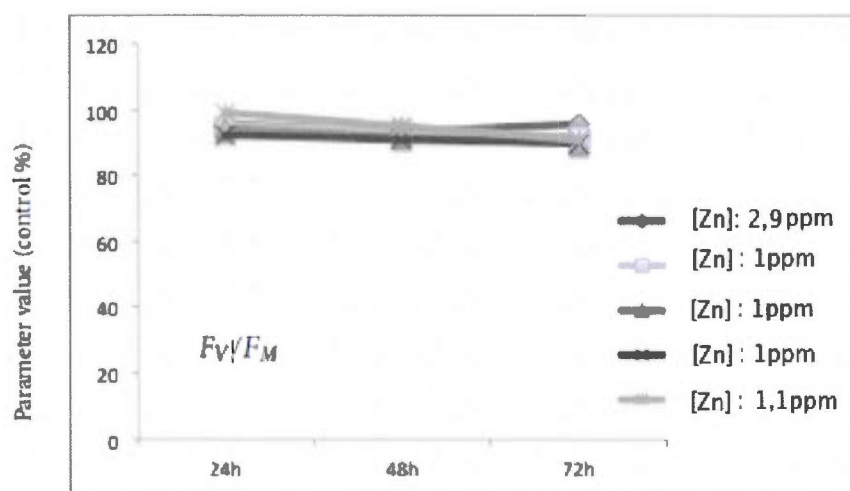


Figure 3.15 : Évolution -sur 72h- de l'efficacité du transfert d'électrons vers les quinones pour *lemna gibba* : a) adaptée à l'obscurité (F_V/F_M) ; b) adaptée à la lumière (F'_V/F'_M).



3.2.3 Caractérisation physico-chimique *complémentaire* des eaux de lixiviation

3.2.3.1 Multiparamètres : pH et conductivité dans l'eau de lixiviation

Le potentiel hydrogène (pH) et la conductivité ont été mesurés à deux reprises entre T_0 et T_1 , soit à D + 3 mois (avant ajout d'intrants) puis à D + 7 mois (figure 3.16)

Les premières séries de mesures (D + 3 mois) indiquent :

- des pH neutres à basiques compris entre 7,4 (R2) et 8,6 (R4) ;
- une conductivité médiane de 787 $\mu\text{S} / \text{cm}$ tous regards confondus.

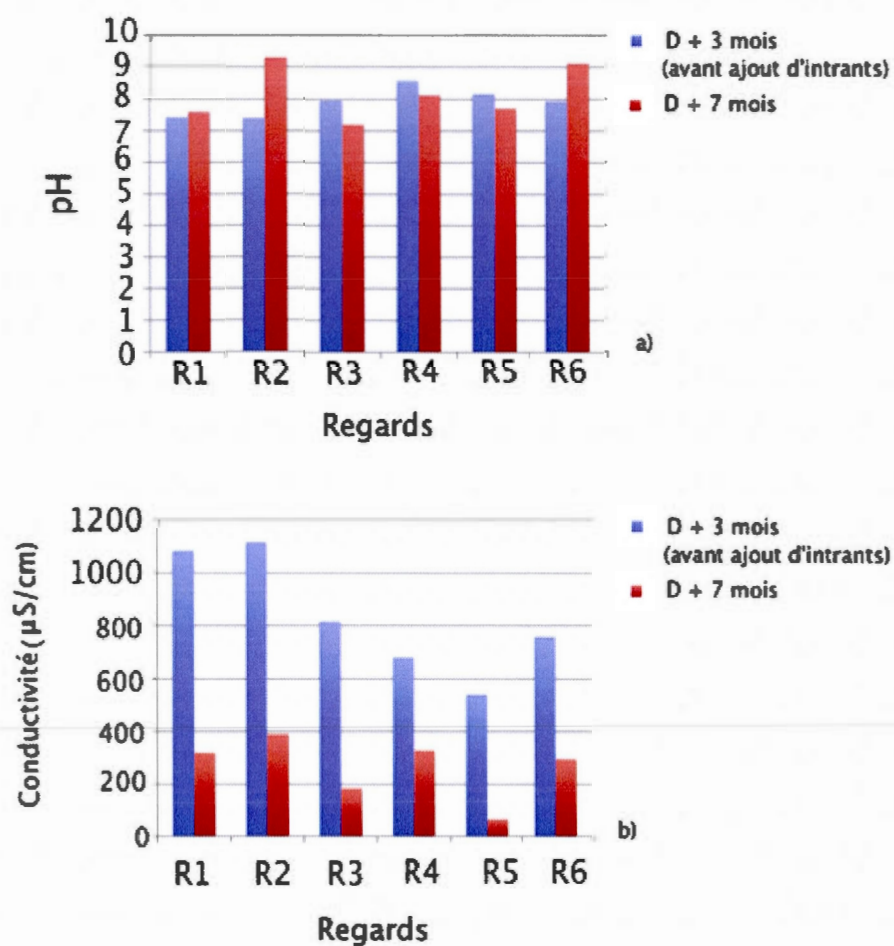
En terme de pH et conductivité, aucune différence particulière n'est à signaler entre : R1 (regard témoin) et R2, R3, R4, R5 et R6 à D + 3 mois.

À D + 7 mois, on observe :

- une alcalinisation des eaux de lixiviation, exception faite de R3 et R5 ;
- une conductivité à la baisse dans l'ensemble des regards ($Tv_{\text{moyen}} = -69 \%$).

La hausse du pH est indépendante de l'ajout de chaux puisque le pic d'alcalinité est atteint dans R2 (B2 exempt d'intrant) avec un pH de 9,3.

Figure 3.16: pH et conductivité de l'eau de lixiviation à D + 3 mois et D + 7 mois



D : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments

La minéralogie intrinsèque des sédiments, avec un taux moyen de 5% de CaO et 3% de MgO, peut participer à basifier l'eau de lixiviation des différents regards.

Des dépôts de carbonates peuvent également se fixer sur les parois des regards ; selon les variations du niveau d'eau, ces précipités sont susceptibles d'être solubilisés.

La limite basique fixée par le règlement de la municipalité de Saint -Roch de-Richelieu (Laperle et Millette, 1989) est de 9,5. Aucun pH supérieur à 9,5 n'est enregistré entre T_0 et T_1

La vidange de tous les regards à D + 6 mois a nécessairement dû influencer les mesures de pH et conductivité (variation du volume d'eau) à D + 7 mois.

3.3 Caractérisation T_1 des sols/sédiments de dragage

3.3.1 Caractérisation *environnementale* des sols/sédiments de dragage

3.3.1.1 Dosage des métaux *extractibles totaux* dans les sols/sédiments de dragage

Tels que précisé chap. II, section 2.4.3, le dosage T_1 des sédiments de dragage implique l'analyse de :

- 24 échantillons de surface (0-15cm), soit 8 échantillons par zone ;
- 9 échantillons de subsurface (15-30cm) soit 3 échantillons par zone.

Les tableaux E.16, E.17, E.18, E.19 et E.20 (cf. appendice E) recensent les valeurs obtenues en métaux extractibles totaux pour chacun des bassins expérimentaux.

Notons qu'à T_1 , toutes les concentrations en Cd dosées dans les sédiments de dragage sont inférieures à la LD du ICP-AES. Nous n'avons donc pas jugé utile de répertorier ces valeurs.

L'analyse des données se fait en distinguant les essais «sans intrants» -B2, B3- des essais «avec intrants» -B4, B5, B6-.

En l'occurrence, dans B2 et B3, les concentrations sont sensiblement équivalentes, en surface comme en subsurface. On note néanmoins une concentration moyenne en Ni, Cr et Cu particulièrement importante dans la zone 3 (Z3) de B3 en subsurface.

Pour B2 :

- Toute Zone Confondue -TZC- les concentrations moyennes en Zn, Cu et Pb se situent dans la plage A-B en surface (0-15cm).
En subsurface (15-30cm), seul le Zn affiche des concentrations moyennes dans la plage A-B de contamination ;
- en surface comme en subsurface, au moins un échantillon analysé TZC (valeur max.) se situe dans la plage A-B pour le Cr, Zn, Ni, Co, Cu, Pb (hormis le Co en subsurface) ;
- le Zn est omniprésent dans B2 en surface comme en subsurface.

En terme de comparaison, les concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans B3 sont :

- inférieures en surface, mais supérieures en subsurface -TZC- (exception faite du Zn) ;
- contrairement à B2, certains éléments présentent une concentration située dans la plage B-C pour au moins un échantillon analysé TZC (valeur max) : c'est le cas du Cu en surface, mais également du Cr et Ni en subsurface.

De manière générale les ETM se concentrent particulièrement en surface dans B2 et en subsurface dans B3.

Ces constats sont faits en considérant les moyennes par zone en ETM. Cependant pour plus de précision, il serait judicieux de s'intéresser aux intervalles de confiance définis ($IC_{95\%}$) ; intervalles construits :

- pour chaque zone en surface puisque le nombre d'échantillons le permet ($n=8$) ;
- uniquement toutes zones confondues -TZC- en subsurface ($n=9$) car le nombre d'échantillons par zone est insuffisant ($n=3$).

Rappelons que les intervalles de confiance se basent sur l'erreur standard qui est elle-même directement reliée au nombre d'échantillons analysés : plus la puissance d'échantillonnage est faible, plus l'intervalle de confiance est large.

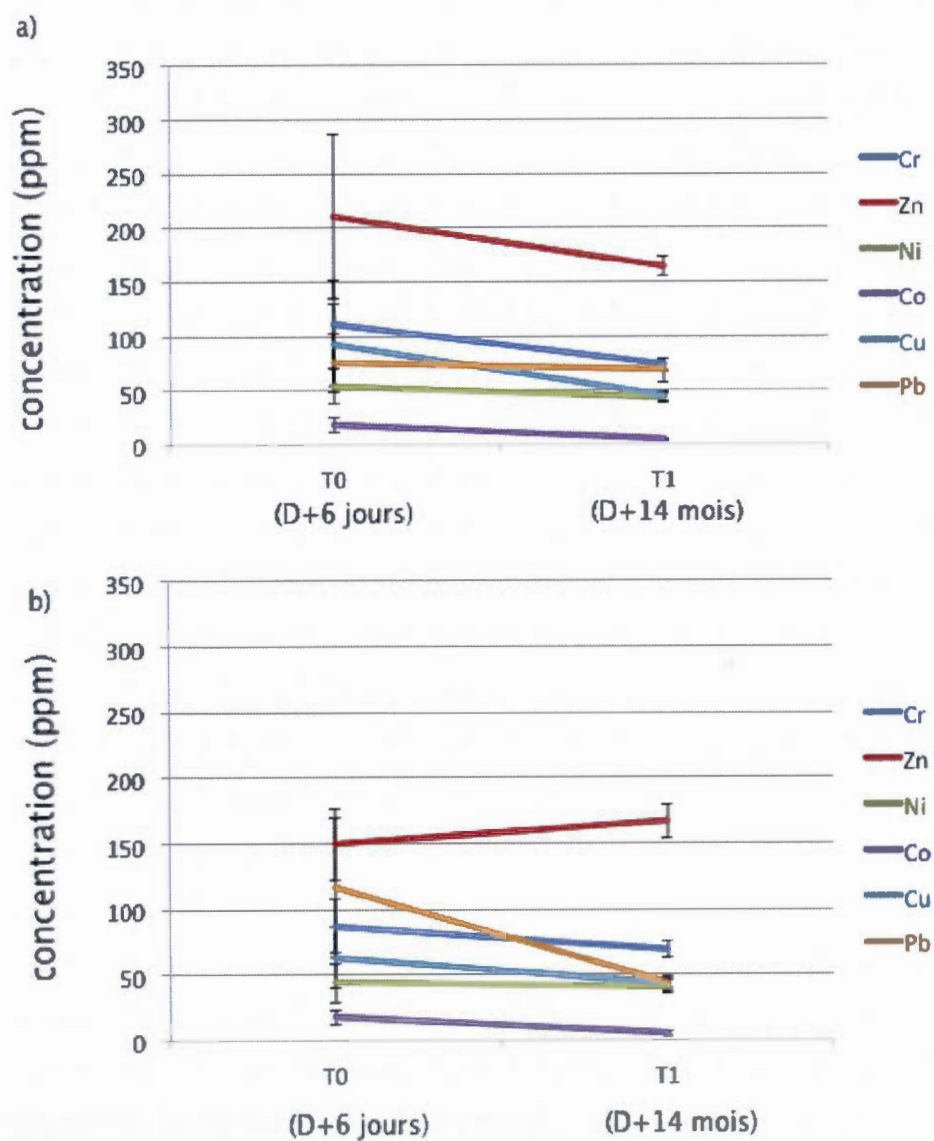
En l'occurrence, les intervalles de confiances obtenues témoignent d'une grande variabilité dans nos échantillons. Il est donc difficile de discriminer -statistiquement- ce qui est de l'ordre de la simple fluctuation d'échantillonnage de ce qui est caractéristique d'une véritable variation géochimique.

Cela étant dit, pour chacun des bassins B2 et B3 -selon le cadre expérimental et statistique défini- aucune différence *significant* majeure n'est à signaler en terme de concentration :

- entre zone ;
- entre surface et subsurface (les intervalles de confiances se chevauchent).

Pour ce qui est de l'évolution des concentrations moyennes en métaux extractibles totaux entre T_0 et T_1 (figure 3.17), on observe une tendance générale à la baisse, exception faite du Zn dans B3.

Figure 3.17: Tendances évolutives -Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux entre T₀ et T₁ : a) bassin 2 ; b) bassin 3



D :Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments

Rappelons tout de même qu'à T_0 , la caractérisation initiale est effectuée avec $n=3$ échantillons par bassin contre $n=24$ -TZC- (8 par zone) à T_1 . Les résultats à T_1 sont donc nécessairement plus précis et la diminution observée est plutôt de l'ordre de la fluctuation d'échantillonnage.

Par ailleurs une baisse *signifiative* de la concentration en ETM dans les bassins devrait s'accompagner :

- d'une hausse des métaux extractibles totaux dosés dans les eaux de lixiviation ;
- et/ou :
- d'un certain prélèvement par le couvert végétal en place.

Ce n'est pas le cas: le Zn est l'unique élément retrouvé dans les regards entre T_0 et T_1 .

Il apparaît d'ailleurs anormalement en hausse dans B2 avec une concentration moyenne passée de 149,33 ppm à T_0 à 166,54 ppm à T_1 .

À ce stade, la *variabilité d'échantillonnage* est la seule explication plausible à ces fluctuations.

En terme de concentration moyenne, les résultats obtenus *dans B4, B5 et B6* à T_1 sont en rupture avec ceux observés à T_0 ; résultats qui témoignaient d'une contamination (plage A-B) - en Cr, Zn, Cu, Pb, Co et Ni (à la limite du critère seuil pour Ni dans B4).

À T_1 , le Zn apparaît dans ces trois bassins comme le seul élément problématique selon les termes définis par la PPSRTC (plage A-B de contamination). Il est particulièrement présent en subsurface -TZC- dans B4 et B5, mais dominant en surface dans B6.

Aucune différence majeure n'est à signaler entre zones délimitées.

Par rapport à B2 et B3, le brassage mécanique effectué dans B4, B5 et B6 ne semble pas avoir influencé *significativement* l'homogénéité des bassins.

Le même questionnement est nécessaire à ce stade: cette diminution des concentrations en métaux extractibles totaux est elle représentative d'une véritable variation géochimique ?

Rappelons que des intrants (fumier de cheval et chaux) ont été ajoutés à D + 3 mois dans B4, B5 et B6. L'objectif étant de créer, par l'ajout de chaux, des conditions favorables à la séquestration des ETM.

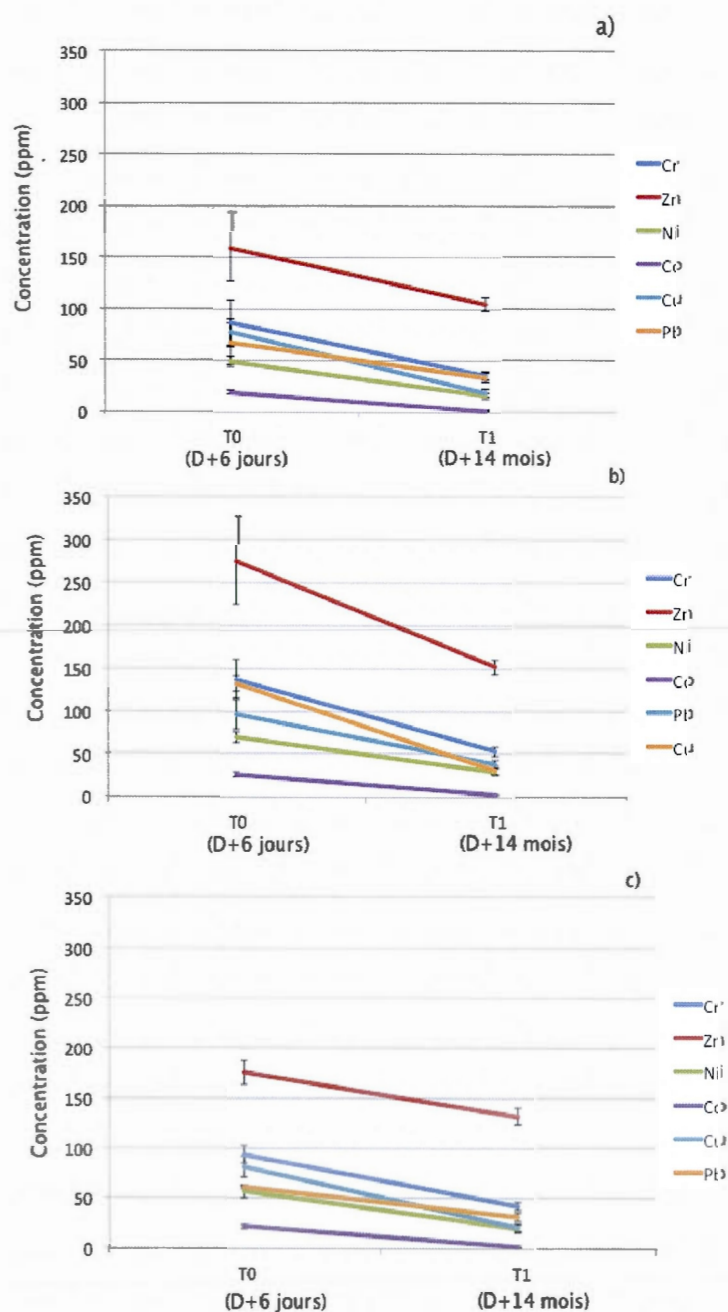
Il serait donc logique d'observer dans ces bassins :

- des concentrations en métaux extractibles totaux inchangées (ou du même ordre) de T_0 à T_1 ;
- une absence d'ETM dans l'eau de lixiviation.

À l'inverse on retrouve :

- une baisse de la concentration moyenne en métaux extractibles totaux ; baisse plus marquée dans B4, B5 et B6 que dans B2 et B3 (figure 3.18);
- la présence de Zn dans R4 (D + 4 mois et D + 7mois), R5 et R6 (D + 14 mois).

Figure 3.18 : Tendances évolutives -Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux entre T_0 et T_1 : a) bassin 4; b) bassin 5; c) bassin 6



D :Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments

La caractérisation à T₂ permettra de statuer sur la représentativité des variations géochimiques observées.

3.3.1.1 Mobilité des ETM : test SPLP

Les résultats obtenus (tableaux E.21, E.22 et E.23) sont comparés aux critères du *Règlement sur les matières dangereuses* (R.Q. c. Q-2, r.15.2) ainsi qu'à ceux du *Règlement sur les déchets solides* (R.Q. c. Q-2, r.3.2), conformément au *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction* (Ministère de l'Environnement du Québec, 2002) (appendice E).

Le but étant -ultimement- d'utiliser les sédiments de dragage comme matériel de remblayage des sablières en fin de vie de l'entreprise partenaire et considérant les contacts possibles entre sédiments de dragage et eau souterraine, les valeurs obtenues sont également mises en parallèle avec les critères d'eau souterraine «aux fins de consommation» et «en cas de résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts» (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999).

Le Pb est le seul ETM retrouvé *systématiquement* en concentration supérieure à la LD.

Il affiche des concentrations supérieures aux critères de résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts, aux normes sur l'eau potable et aux critères sur les eaux de lixiviation du RDS (bassin 5).

La caractérisation ultérieure de la distribution des *pools* métalliques permettra de déterminer précisément la fraction sédimentaire à laquelle cet ETM est associé.

Le test SPLP n'est pas réalisé sur B1, jugé exempt de contamination à T₀.

3.3.2 Dosage des hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ et des HAP dans les sols/sédiments de dragage

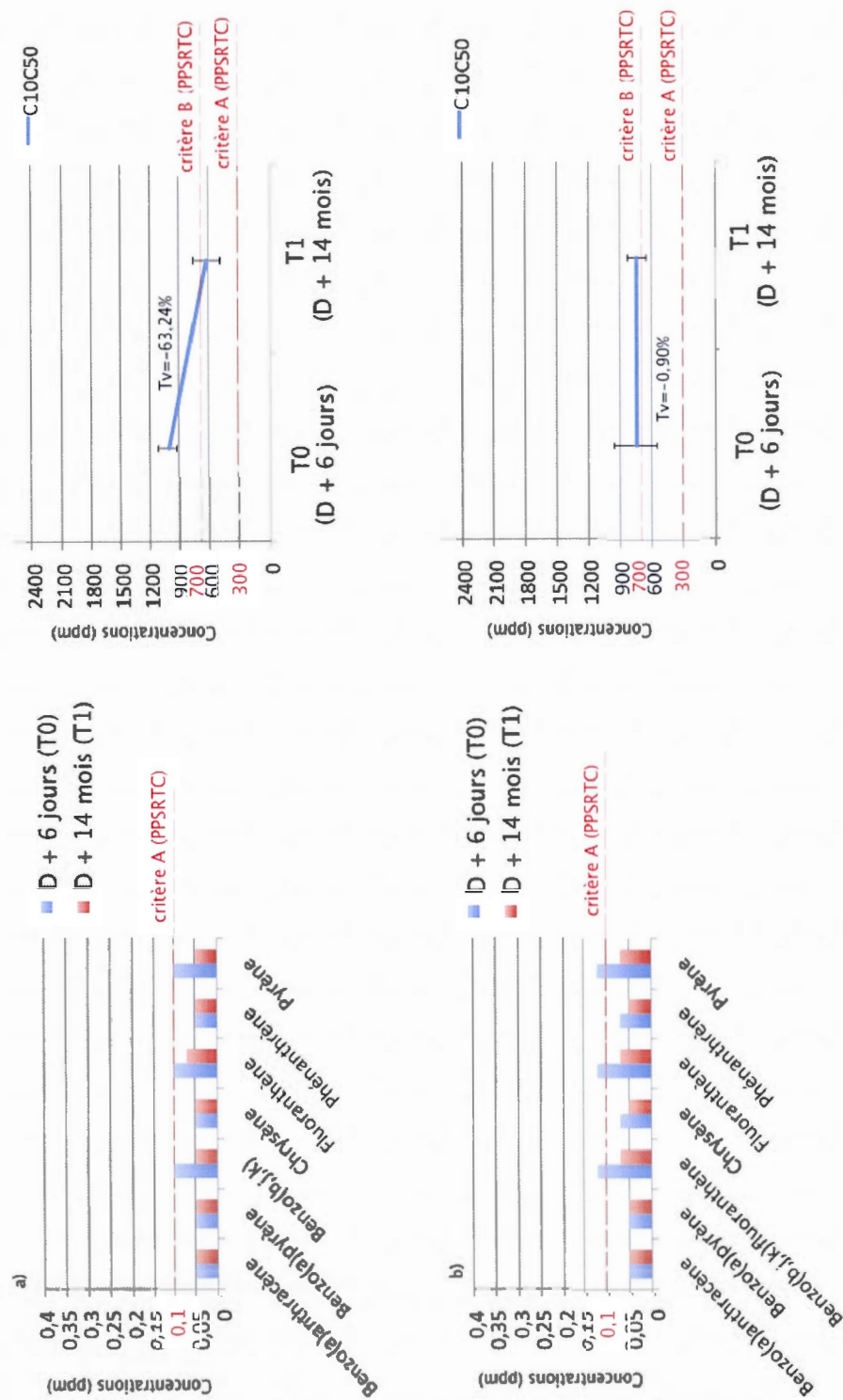
Le nombre d'échantillons analysés en terme d'organique est trop faible pour soutenir statistiquement une quelconque tendance.

Les figures 3.19, 3.20 et 3.21 illustrent néanmoins les *tendances évolutives* des concentrations en HAP et en hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ de T_0 à T_1 .

Les concentrations moyennes en benzo(b,j,k)fluoranthène (5 cycles), fluoranthène (4 cycles) et pyrène (4 cycles) - à la base assez faible- sont en diminution dans B2 et B3 (figure 3.21). Quant aux concentrations en benzo(a)anthracène (4 cycles), benzo(a)pyrène (5 cycles), chrysène (4 cycles) et phénanthrène (3 cycles), elles demeurent en dessous de la LD.

La tendance est également à la baisse en ce qui concerne hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ dans B2 ($T_v = -63,24\%$) : les concentrations moyennes observées passent de la plage B-C de contamination à la plage A-B selon les termes définis par la PPSRTC. Ces concentrations moyennes sont par contre du même ordre de T_0 à T_1 dans B3 ($T_v = -0,90\%$).

Figure 3.19: Tendances évolutives des concentrations en HAP et hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀ de T₀ à T₁ (essais sans intrants): a) bassin 2 ; b) bassin 3



B4, B5 et B6 soumis à un brassage mécanique et à l'ajout d'intrant à D + 3 mois, correspondent aussi aux bassins expérimentaux affichant la plus grande concentration en HAP et $C_{10}C_{50}$ à T_0 .

À T_1 ces concentrations moyennes sont en baisse (figure 3.20 et 3.21); diminution plus marquée que dans B2 et B3, particulièrement pour ce qui est de B4 ($Tv_{[C_{10}C_{50}]} = -116,83\%$) et B5 ($Tv_{[C_{10}C_{50}]} = -181,42\%$).

L'ajout d'intrant ainsi que le brassage a possiblement favorisé la photooxydation de surface et la biodégradation des HAP et hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$. À défaut de ne pouvoir étayer l'analyse statistique, une identification des métabolites sera effectuée à T_2 .

Figure 3.20: Concentrations en HAP à D + 6 jours et D + 14 mois (essais avec intrants): a) bassin 4 ; b) bassin 5 ; c) bassin 6

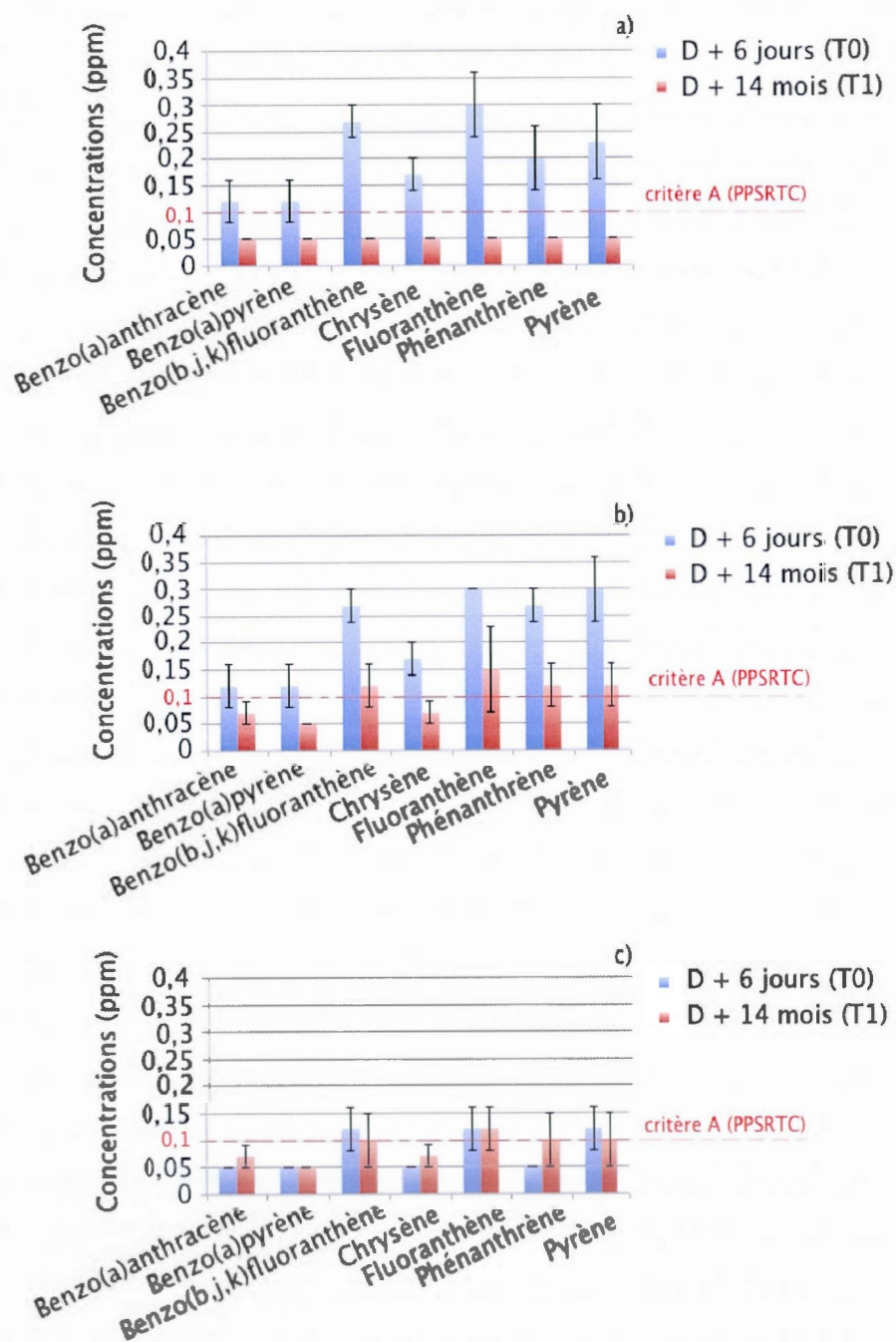
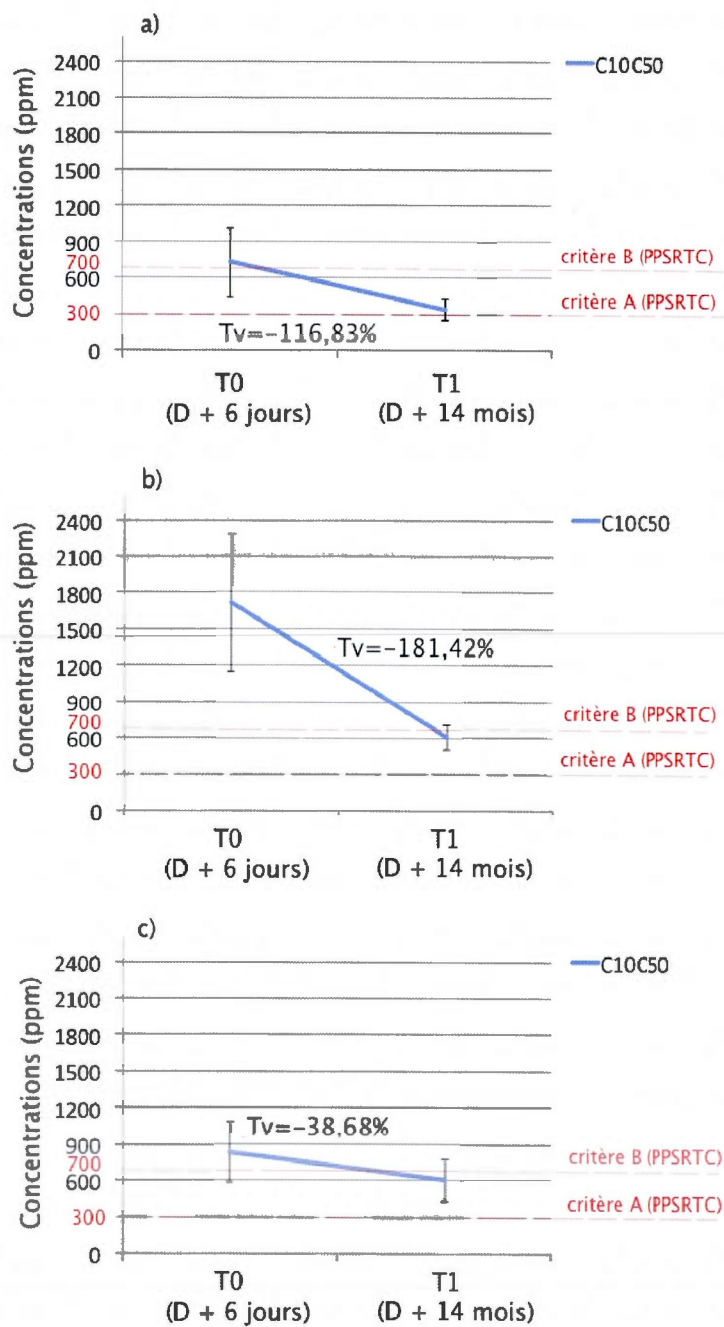


Figure 3.21: Tendances évolutives des concentrations en hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀ de T₀ à T₁ (essais avec intrants): a) bassin 4; b) bassin 5; c) bassin 6



3.3.3 Caractérisation physico-chimique *complémentaire* des sols/sédiments de dragage

3.3.3.1 Analyse granulométrique et teneur en MO

La puissance d'échantillonnage plus élevée à T_1 permet plus de précision quant à l'analyse granulométrique et la quantification de la MO dans les différents bassins expérimentaux (cf. appendice E).

Tel qu'observé à T_0 , les sédiments dragués sont constitués à majorité de sable : entre 75,53 % et 98,07% par bassin expérimental (tableaux E.24 et E.25).

La fraction $< 45 \mu\text{m}$ est elle, minoritaire avec un maximum de 1,20% dans B4.

La véritable distinction entre B1 -bassin témoin exempt de contamination- et le reste des bassins expérimentaux contaminés se fait au niveau de la teneur en MO : 3,18% dans B1 contre 10,48 % en moyenne B2, B3, B4, B5, B6 selon la tendance suivante :

%MO : $B5 > B6 > B2 > B4 > B3 > B1$

Entre zones -tous bassins confondus- aucune différence *majeure* n'est à signaler.

3.3.3.2 Multiparamètres : pH et conductivité dans les sols/sédiments de dragage

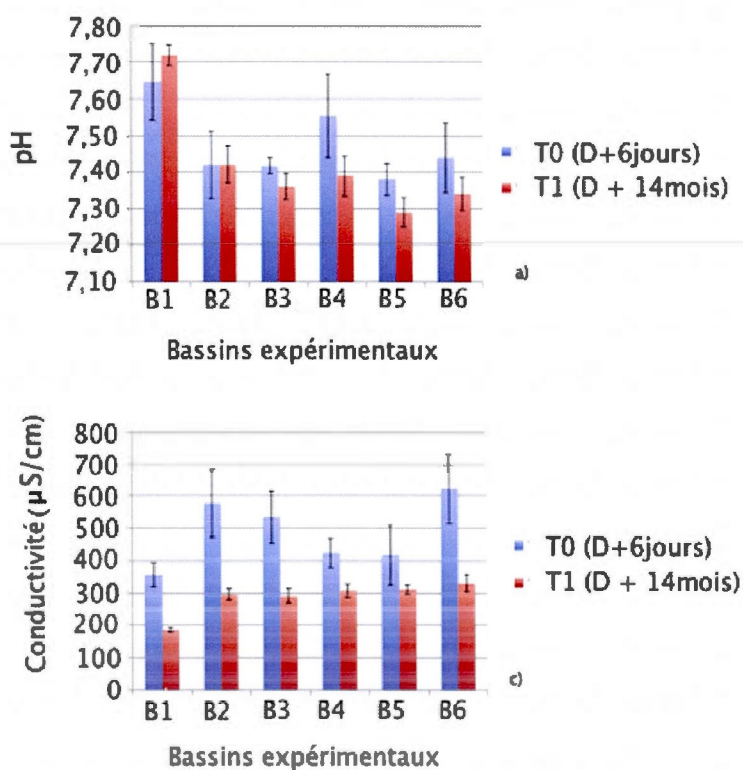
Considérant les intervalles de confiance construits à T_1 , on observe (cf. appendice E) :

- des conditions de pH similaires de T_0 à T_1 ;
- une baisse de la conductivité dans l'ensemble des bassins expérimentaux à T_1 avec un taux de variation moyen de -45% (moyennes considérées).

La conductivité apparaît, en outre, plus importante en subsurface qu'en surface pour B1, B2, B4, B5 et B6 ; B1 (bassin témoin) affichant par ailleurs la conductivité la plus faible à T₁ (tableaux E.25, E.26 et figure 3.22)

Rappelons qu'au même titre que pour l'eau de lixiviation, le drainage massif des sols/sédiments lors des vidanges intermittentes des regards est susceptible d'influencer l'évolution des paramètres physicochimiques dans le temps.

Figure 3.22: Données multiparamétriques par bassin à D + 6 jours et D + 14 mois²⁷: a) pH ; b) conductivité



D : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments

²⁷ : Toutes Zones Confondues; 0-15cm

3.3.4 Analyse en composante principale (ACP) à T_1

À T_1 l'ACP est réalisée uniquement sur B2, B3, B4, B5 et B6, les concentrations subséquentes en métaux extractibles totaux n'ayant pas été dosées dans B1 (caractérisé exempt de contamination à T_0).

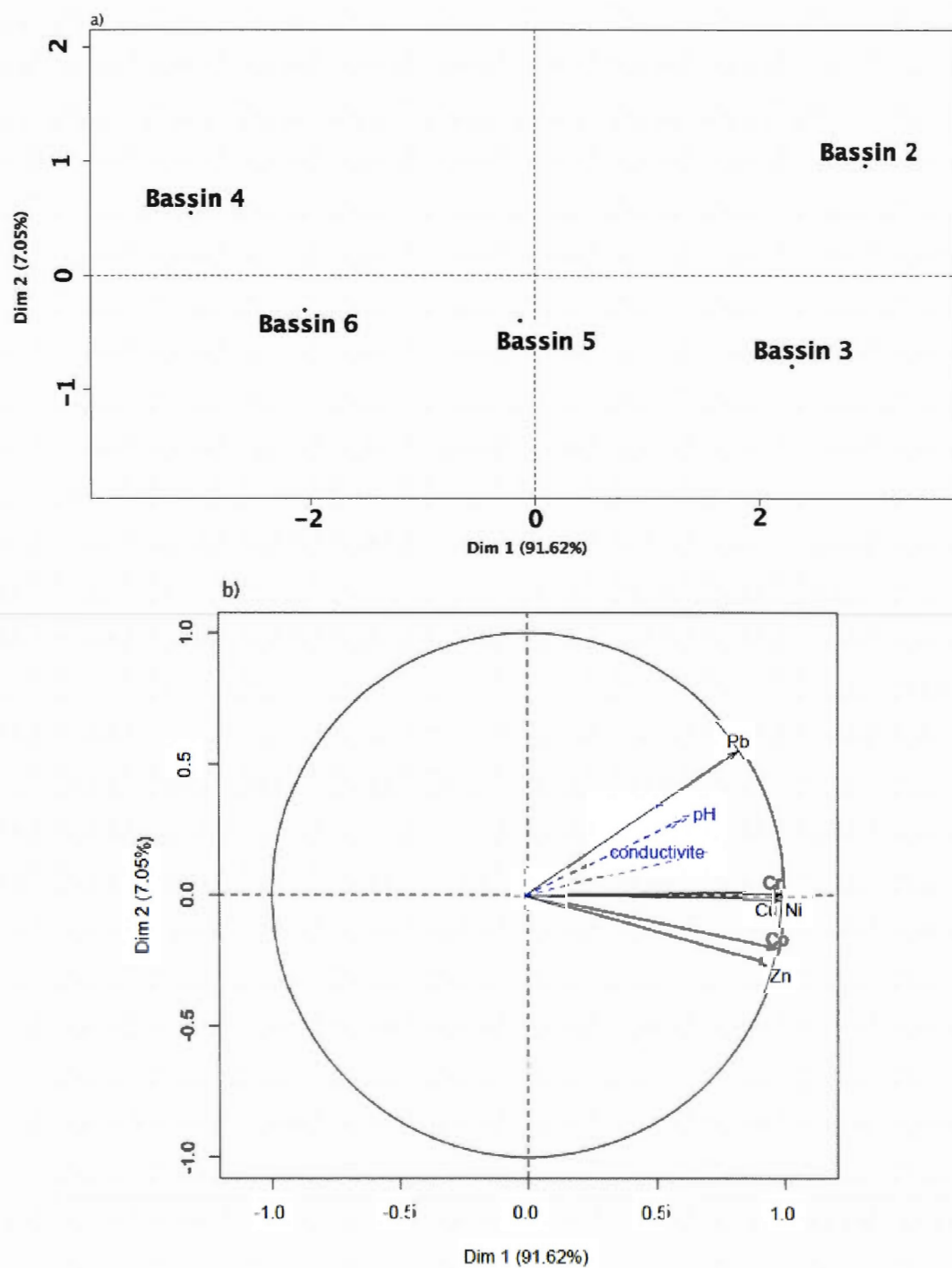
Il y a cette fois-ci une corrélation positive entre toutes les variables (pH compris) : B2 et B3 qui affichent les concentrations en métaux extractibles les plus élevées, affichent également les valeurs les plus importantes en pH et conductivité (figure 3.23 b).

Si le premier axe (Dim 1) oppose les bassins expérimentaux affichant les plus fortes valeurs (concentrations générales en ETM, mesures pH et conductivité) aux bassins expérimentaux présentant les résultats les plus faibles pour ces variables (figure 3.23 a), le second axe (Dim 2) apporte plus de nuance : p. ex. à T_1 , les concentrations en Co et Zn sont plus importantes dans B3 que dans B2.

En somme, -considérant les moyennes- à T_1 et selon les résultats de l'ACP:

- B2 et B3 présentent les concentrations en métaux extractibles totaux les plus importantes ;
- B5, bassin le plus contaminé à T_0 est relayé au rang d'*intermédiaire* en terme de contamination aux ETM ;
- B4 et B6 sont les bassins avec les plus faibles concentrations en métaux extractibles totaux.

Figure 3.23: T₁ : a) représentation plane du nuage d'individus; b) représentation des variables actives et supplémentaires



3.4 Caractérisation *environnementale* du couvert végétal établi à T₁

3.4.1 Dosage des métaux extractibles totaux dans le couvert végétal établi

Aucun ETM n'est détecté chez *Typha angustifolia* et *Phragmites australis* -dans les racines comme les parties aériennes (tige et feuille)- à T₁.

Ceci malgré la surface de recouvrement de 100 % observé dans l'ensemble des bassins.

3.4.2 Dosage des HAP et des hydrocarbures pétroliers dans le couvert végétal établi

Aucun HAP ni hydrocarbure pétroliers n'est détecté chez *Typha angustifolia* et *Phragmites australis* -dans les racines comme les parties aériennes (tige et feuille)- à T₁.

3.5 Caractérisation intermédiaire T₁ - T₂ : *eau de lixiviation*

3.5.1 Dosages des métaux extractibles totaux dans l'eau de lixiviation

À l'instar des autres campagnes d'échantillonnage, Zn est le seul ETM dosé dans l'eau de lixiviation entre T₁ et T₂ (cf. appendice E ; tableau E.28).

En outre, bien que B1 soit exempt de contamination, on retrouve des concentrations supérieures au CRREP dans R1, à D + 15 mois et D + 16 mois: cet élément valide l'hypothèse selon laquelle du Zn serait libéré par les échelles galvanisées.

Lesdites échelles ayant été retirées à D + 16 mois, les concentrations également supérieures au CRREP retrouvées à D + 19 mois sont le signe d'une éventuelle précipitation de Zn sur les parois même des différents regards.

3.5.2 Dosages des HAP et hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀ dans l'eau de lixiviation

Entre T₁ et T₂, aucun contaminant organique de type HAP ou C₁₀C₅₀ n'est dosé -en quantité *significant*- dans l'eau de lixiviation des différents regards (concentrations inférieures à la limite de détection).

3.6 Caractérisation T_2 des sols/sédiments de dragage

3.6.1 Caractérisation *environnementale* des sols/sédiments de dragage

3.6.1.1 Dosage des métaux extractibles totaux dans les sols/sédiments de dragage

Les tableaux (E.29 et E.30) regroupent les valeurs obtenues en métaux extractibles totaux pour B2 et B3 (essais sans intrants) à T_2 (cf. appendice E)

Si l'on compare les résultats aux critères de sol PPSRTC, le Cr, Zn, Ni, Co, Cu et Pb se situent tous dans la plage A-B de contamination -TZC-, en surface comme en subsurface.

Ces valeurs obtenues à T_2 sont en rupture avec celles obtenues à T_1 , si l'on considère les *concentrations moyennes* : les ETM dosés apparaissent en augmentation à T_2 .

Néanmoins, si l'on compare cette fois-ci les *intervalles de confiances*, on constate (cf. appendice E) :

- la très grande hétérogénéité interne des bassins expérimentaux (les bornes des différents intervalles de confiances sont très larges) ;
- une variabilité prononcée dans le temps de T_0 à T_2 , en surface comme en subsurface (tableaux E.34 et E.35).

Le nombre restreint d'échantillons à T_0 ($n=3$) ne permet pas la construction d'un intervalle de confiance ; cependant les *concentrations moyennes* obtenues à T_0 s'apparentent davantage aux valeurs obtenues à T_2 , qu'à celle obtenues à T_1

Il apparaît plus judicieux à ce stade, de comparer les résultats en terme de *plage de contamination* : à ce titre les concentrations moyennes en Cr, Zn, Co, Cu, Pb et Ni demeurent globalement dans la plage A-B de contamination dans B2 et B3, de T_0 à T_2 (tableaux E.34 et E.35).

Constat similaire pour les essais avec intrant (B4, B5 et B6) :

- l'action mécanique du brassage n'a pas eu pour effet d'homogénéiser significativement les concentrations en ETM si l'on en croit les intervalles de confiance toujours aussi larges (tableaux E.31, E.32, E.33) ;
- le Cr, Zn, Co, Cu, Ni et Pb se situent majoritairement dans la plage A-B de contamination en surface comme en subsurface (tableaux E.31, E.32 et E.33)
- les variations -au ppm près- dans les concentrations moyennes entre T_0 et T_2 relèvent davantage de la fluctuation d'échantillonnage que d'une évolution géochimique *significative* du matériel sédimentaire (tableaux E.36, E.37 et E.38).

Au vu des résultats observés, *l'ajout d'intrant* ne semble pas avoir eu d'effet *significatif* sur les tendances évolutives des concentrations moyennes en Cr, Zn, Co, Cu, Ni et Pb dans les différents bassins expérimentaux de T_0 à T_2 .

3.6.1.2 Distribution des ETM au sein des différentes phases sédimentaires

Tout bassin confondu (figures 3.24, 3.25 et 3.26):

- plus de 88% du Cr, Ni, Cu, Co est associé à la fraction résiduelle;
- plus de 90 % du Zn est associé à la fraction liée aux oxydes amorphes et aux oxydes cristallisés;
- Pour ce qui est du Pb: 48% à 57% est associé à la fraction résiduelle, 23% à 33 %, à la fraction liée aux oxydes amorphes et aux oxydes cristallisés et entre 9% et 14%, à la MO.

Figure 3.24: Distribution des ETM dans les bassins 2 et 3

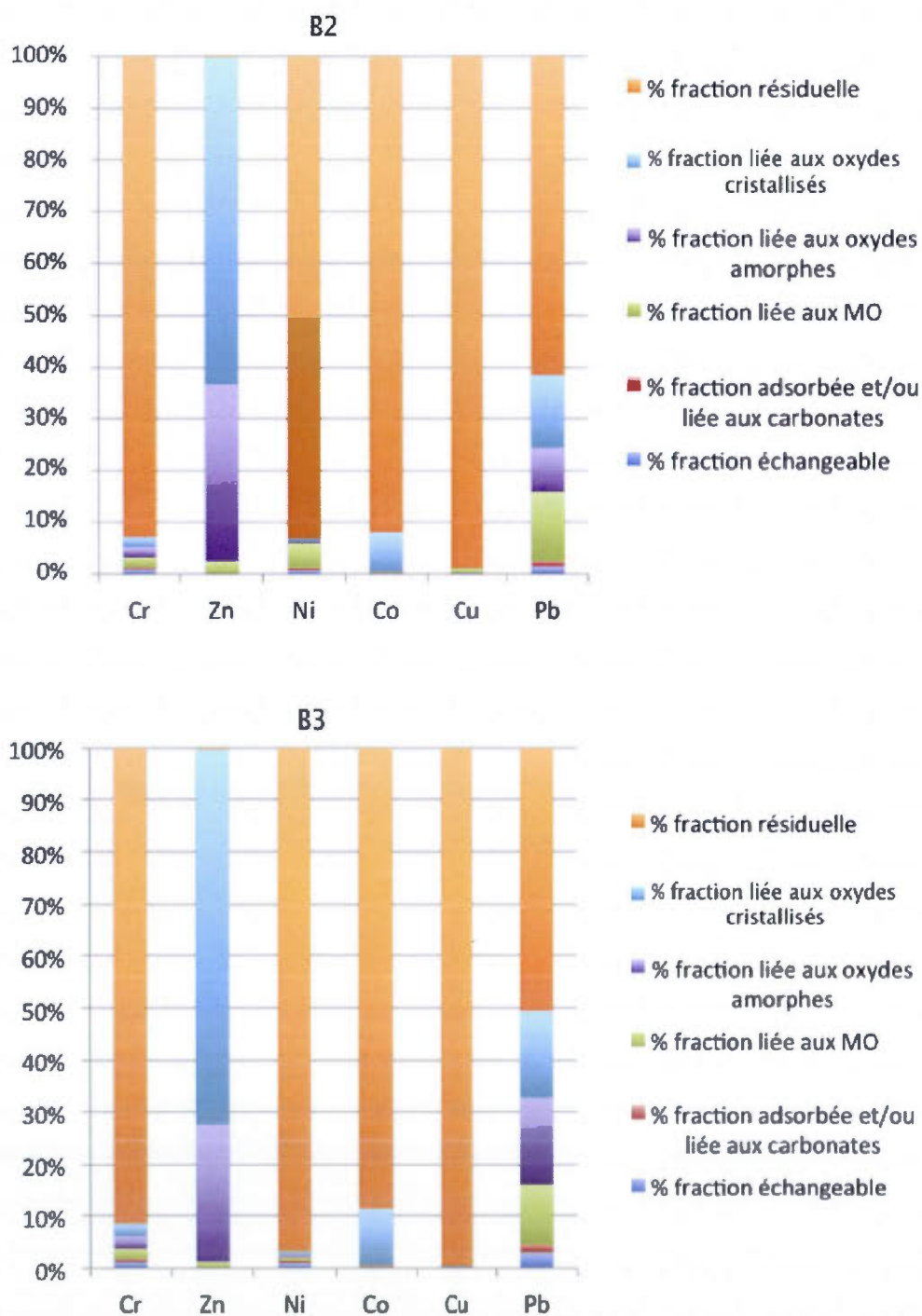


Figure 3.25 : Distribution des ETM dans les bassins 4 et 5

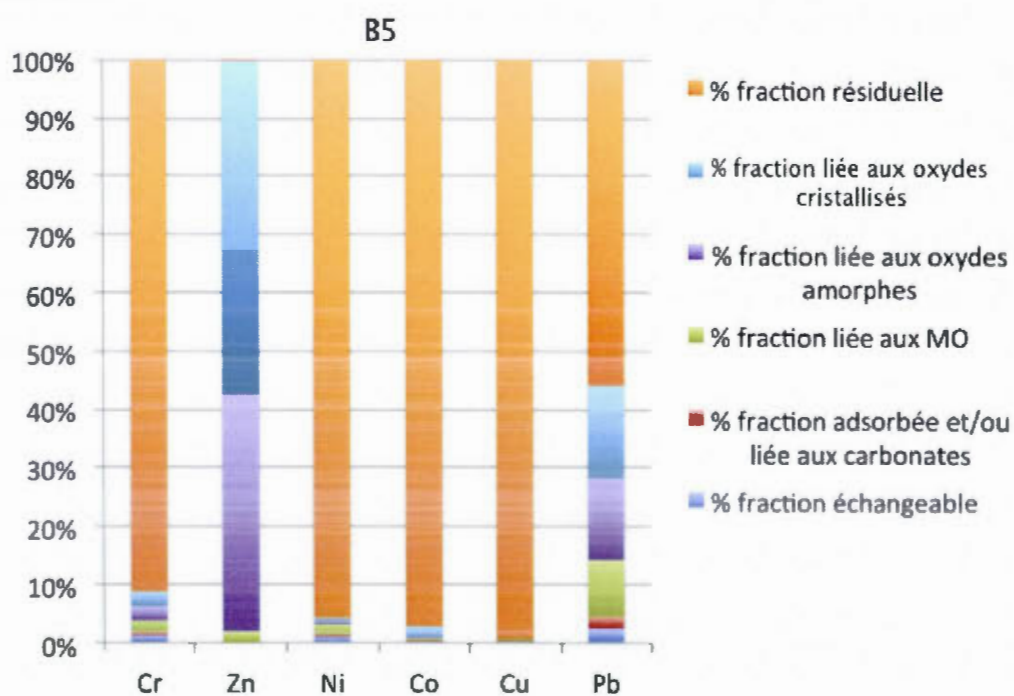
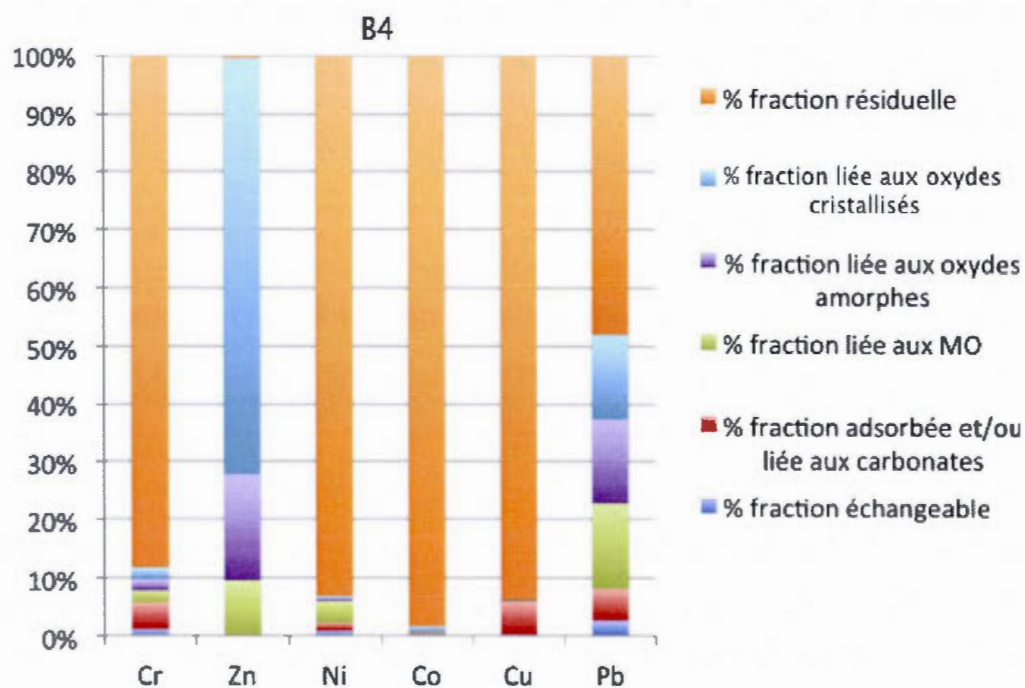
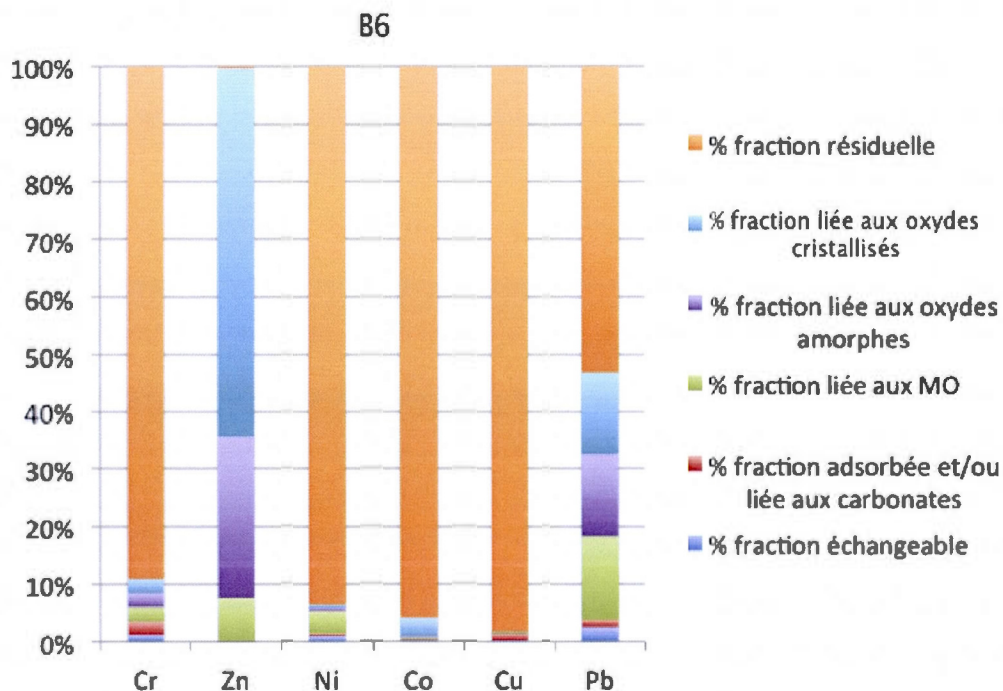


Figure 3.26: Distribution des ETM dans le bassins 6



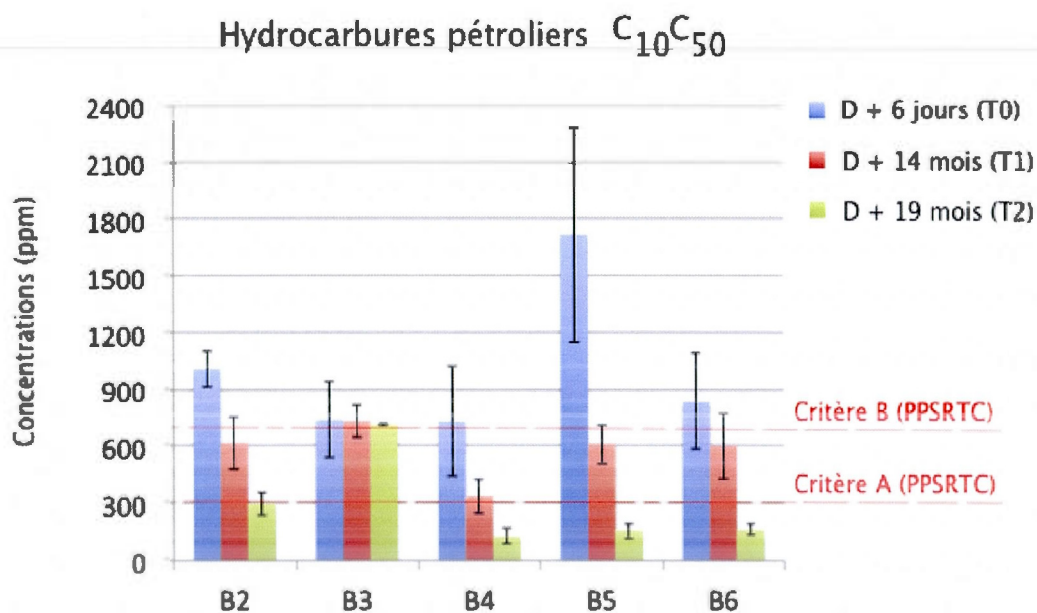
Le fait que le Zn soit associé *pour plus de 90 % aux oxydes amorphes et oxyhydroxyde* permet de relativiser nos conclusions quant à la présence de Zn dans l'eau de lixiviation: les échelles galvanisées représentent certes une source de contamination, mais les conditions d'*hydromorphie* qui prédominent dans les bassins expérimentaux sont également susceptibles de mobiliser le *Zn majoritairement lié à la fraction «réductible»*.

3.6.1.3 Dosage des HAP et des hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ dans les sols/sédiments de dragage.

De T_0 à T_2 , les concentrations moyennes en hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ sont en diminution constante dans B2, B3, B4, B5 et B6 avec des taux de variation respectivement de -70,53%, -3,38%, -82,65%, -90,87%, -90,87% et -80,48% (figure 3.27)

En 19 mois, les concentrations moyennes en hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ sont passées sous le seuil du critère A dans tous les bassins expérimentaux soumis à un brassage mécanique et à l'ajout d'intrants (B4, B5 et B6) (figure 3.27)

Figure 3.27 : Concentrations moyennes en hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ à D + jours, D + 14 mois et D + 19 mois .



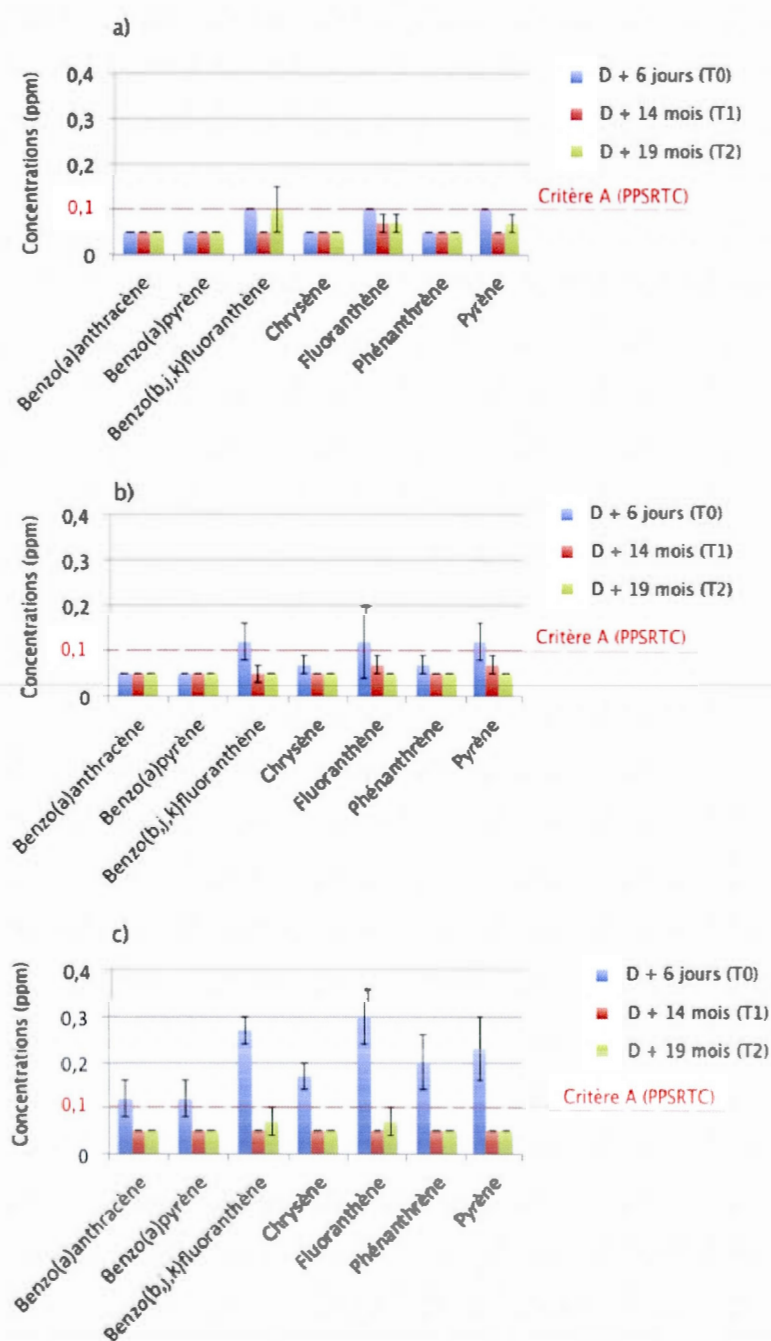
D : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments

Pour ce qui est des HAP, les résultats obtenus témoignent :

- d'une diminution des concentrations moyennes - à la base déjà faible- en fluoranthène et en pyrène dans B2 ; tendance que connaît également le benzo(b,j,k) fluoranthène dans B3 (les concentrations en benzo(a)anthracène, benzo(a) pyrène, chrysène et phénanthrène demeurent en dessous de la LD dans B2 et B3) ;
- d'une baisse généralisée des concentrations en benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, benzo(b,j,k)fluoranthène, chrysène, fluoranthène, phénanthrène et pyrène dans B4 et B5 ($T_v > -50\%$) (figures 3.28 et 3.29).

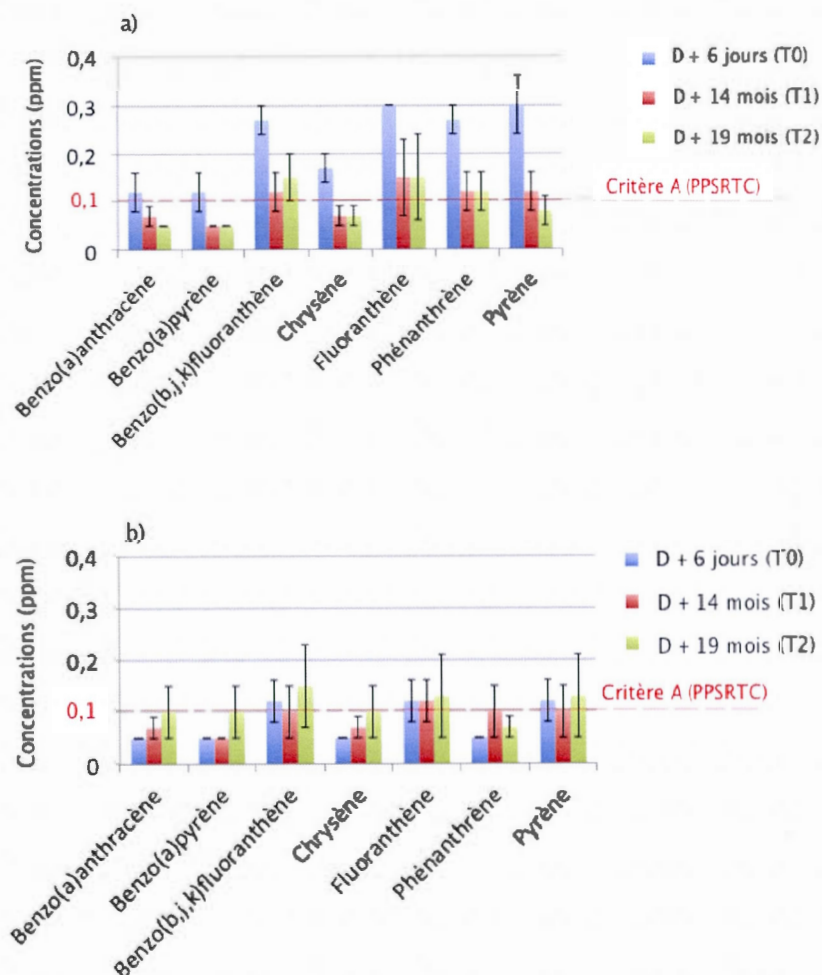
Les valeurs observées dans B6 nous rappellent néanmoins la faiblesse de la puissance d'échantillonnage en ce qui concerne les HAP : les valeurs en benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, benzo(b,j,k)fluoranthène, chrysène, fluoranthène, phénanthrène et pyrène sont globalement à la hausse à T_2 , ce qui est nécessairement le fait de *fluctuations d'échantillonnage*.

Figure 3.28 : Concentrations moyennes en HAP à D + 6 jours, D + 14 mois et D + 19 mois: a) bassin 2; b) bassin 3; c) bassin 4



D : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments

Figure 3.29: Concentrations moyennes en HAP à D + 6 jours, D + 14 mois et D + 19 mois : a) bassin 5; b) bassin 6



Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments

Parmi la pléthora de métabolites détectés par GC/MS (résidus pharmaceutiques et agrochimiques), le tableau 3.1 recense les produits de dégradation identifiés comme spécifiques au processus de dégradation des HAP en présence.

Les acides propénique et benzoïque sont les deux seuls métabolites que l'on puisse rattacher à la voie de dégradation bactériologique des HAP d'oïgne ; ils sont relatifs respectivement au pyrène et fluoranthène (4 cycles).

On les retrouve aussi bien dans les *essais avec intrants* (B4, B5, B6) que dans les *essais sans intrants* (B2 et B3).

Tableau 3.1 : Métabolites identifiés dans les différents bassins expérimentaux

Contaminants d'origines	Métabolites identifiés	Métabolites spécifiques reconnus	Bassin expérimental
Pyrène (4 cycles)	acide-2-propénique	acide cis-2-hydroxy-3-(périnaphténone-9-yl) propénique (Walter et al., 1991)	B2, B6, B3
	acide imidazole-5-propénique		B4, B5
Fluoranthène (4 cycles)	acide benzoïque, 4-(methylthio)-3-nitro	acide benzoïque (Laveuf, Dictor et Saada, 2003)	B2, B6
	acide benzoïque, 3-(methyl-6-{4-nitrobenzyloxy}-, methyl ester		B3, B5
	acide thiobenzoïque		B4

3.6.2 Caractérisation physico-chimique *complémentaire* des sols/sédiments de dragage

3.6.2.1 Multiparamètres : pH et conductivité dans les sols/sédiments de dragage

Les tableaux E.39, E.40, E.41 (cf. appendice E) illustrent les tendances évolutives du pH, et de la conductivité dans les bassins expérimentaux -TZC- en surface (0-15 cm) et en subsurface (15-30 cm).

En 19 mois, les pH sont restés neutres à basique, avec un minimum et un maximum moyen respectif de 7,21 dans B5 à T₁, et de 7,90 dans B1 à T₂.

Le paramètre conductivité est beaucoup plus fluctuant, avec une tendance à être plus élevé en subsurface qu'en surface (jusqu'à 4,5 fois plus importants en subsurface qu'en surface dans B5 à T₂).

3.6.3 Analyse en composante principale (ACP) à T₂

En considérant les *moyennes* :

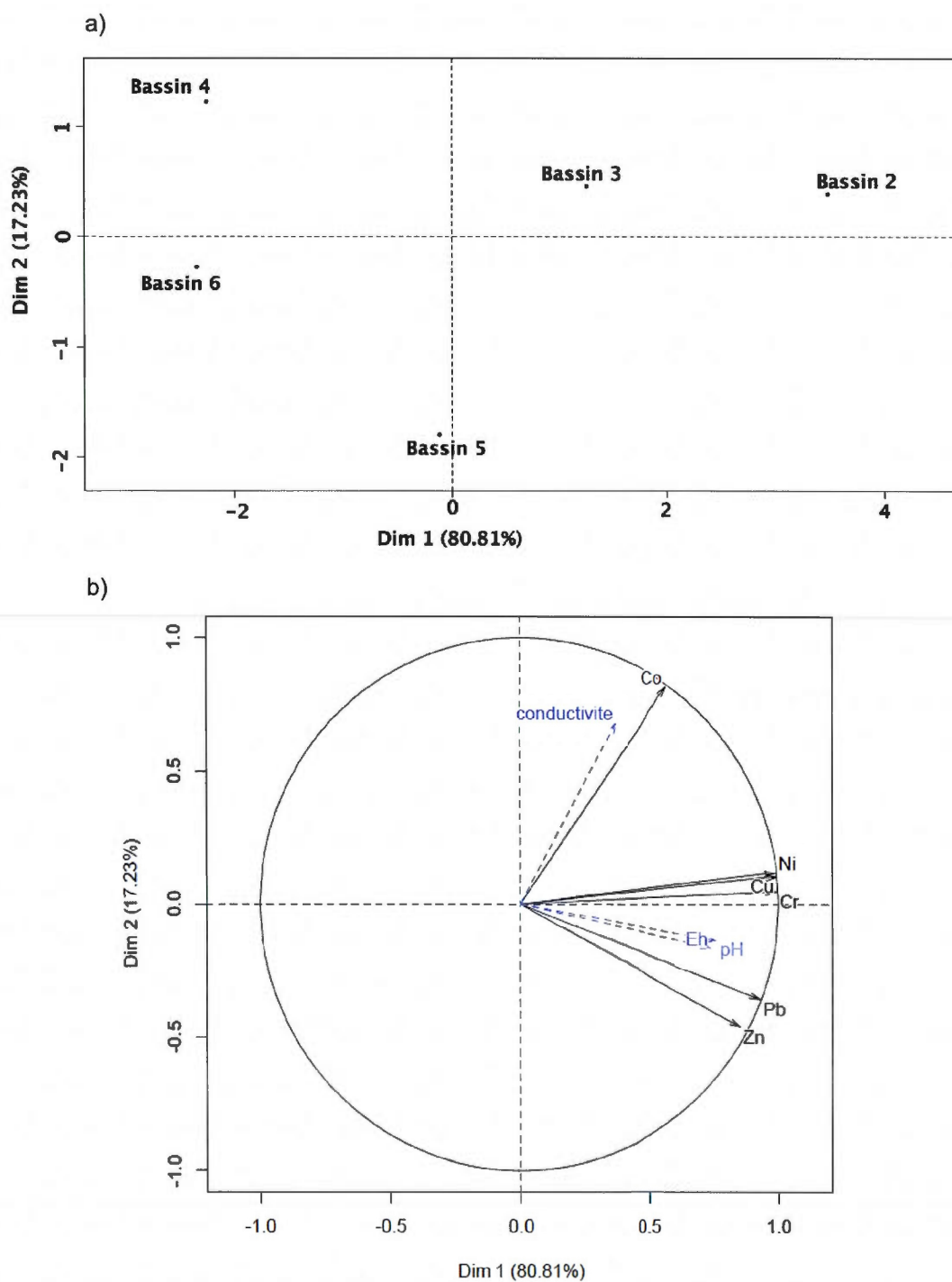
- À l'instar de l'ACP à T₁, on observe une corrélation positive entre toutes les variables, *actives* et *supplémentaires* : B2 et B3 qui présentent les concentrations en métaux extractibles totaux les plus élevées, affichent aussi les valeurs les plus fortes en pH et conductivité (figure 3.30) ;

Donc implicitement :

- B2 et B3 (essais sans intrants) demeurent les bassins les plus contaminés -en terme d'inorganique- à T₂

Nous rappelons que l'ACP est réalisée en considérant les *moyennes* et non les *intervalles de confiances* : l'hétérogénéité du matériel n'est donc pas intégrée.

Figure 3.30: T₂ : a) représentation plane du nuage d'individus; b) représentation des variables actives et supplémentaires



3.7 Caractérisation de l'eau de lixiviation à $T_2 + 5$ mois

3.7.1 Caractérisation *environnementale* de l'eau de lixiviation

3.7.1.1 Dosage des métaux extractibles totaux dans l'eau de lixiviation

Les ETM mesurés à $T_2 + 5$ mois sont tous en dessous des seuils CRREP et CRREUD. En d'autres termes, 8 mois après le retrait des échelles galvanisés, les eaux de lixiviation des différents regards sont toutes exemptes de contamination.

Les échelles constituaient donc bien une source de relargage en Zn dans les eaux de lixiviation.

3.7.1.2 Dosage des HAP et des hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ dans l'eau de lixiviation

Aucun hydrocarbure -aromatique polycyclique ou pétrolier $C_{10}C_{50}$ n'est mesuré en concentration *significative* (supérieure au seuil CRREP ou CRREUD) dans l'eau de lixiviation des différents regards à $T_2 + 5$ mois.

3.7.1.3 Test d'écotoxicité des eaux de lixiviation

On observe une hausse globale de la fluorescence chlorophyllienne dans les milieux correspondant aux eaux de lixiviation des différents regards (figure 3.31).

Corrélativement, l'efficacité du transfert d'électron (ratios F_V/F_M et F'_V/F'_M) connaît une augmentation généralisée, 72h après le début des essais (figure 3.32).

Figure 3.31: Variation dans la cinétique de la fluorescence chlorophyllienne chez *L. Gibba* exposée 72h à l'eau de lixiviation des regards 1, 2, 3, 4, 5 et 6 (exempt de contamination)

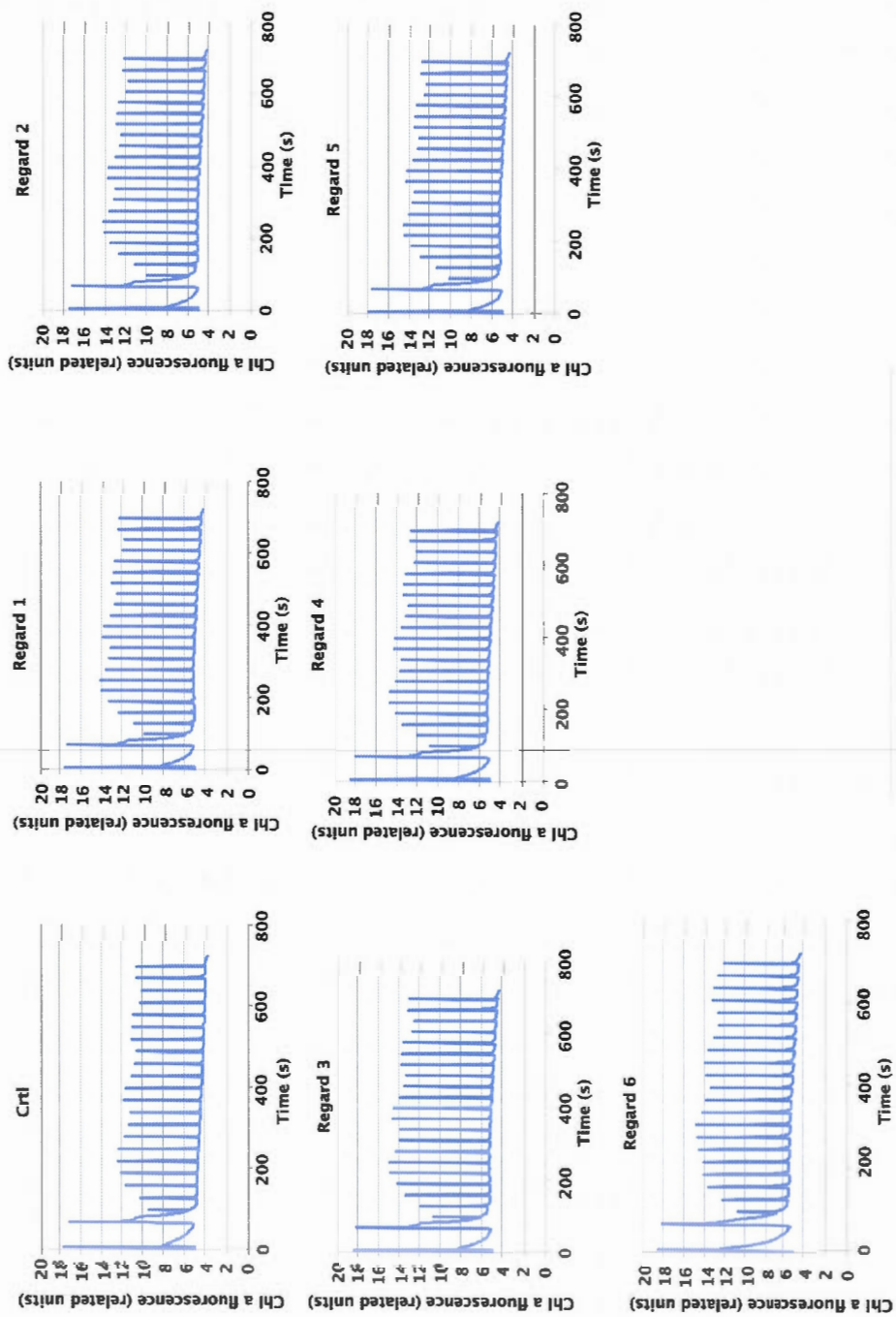
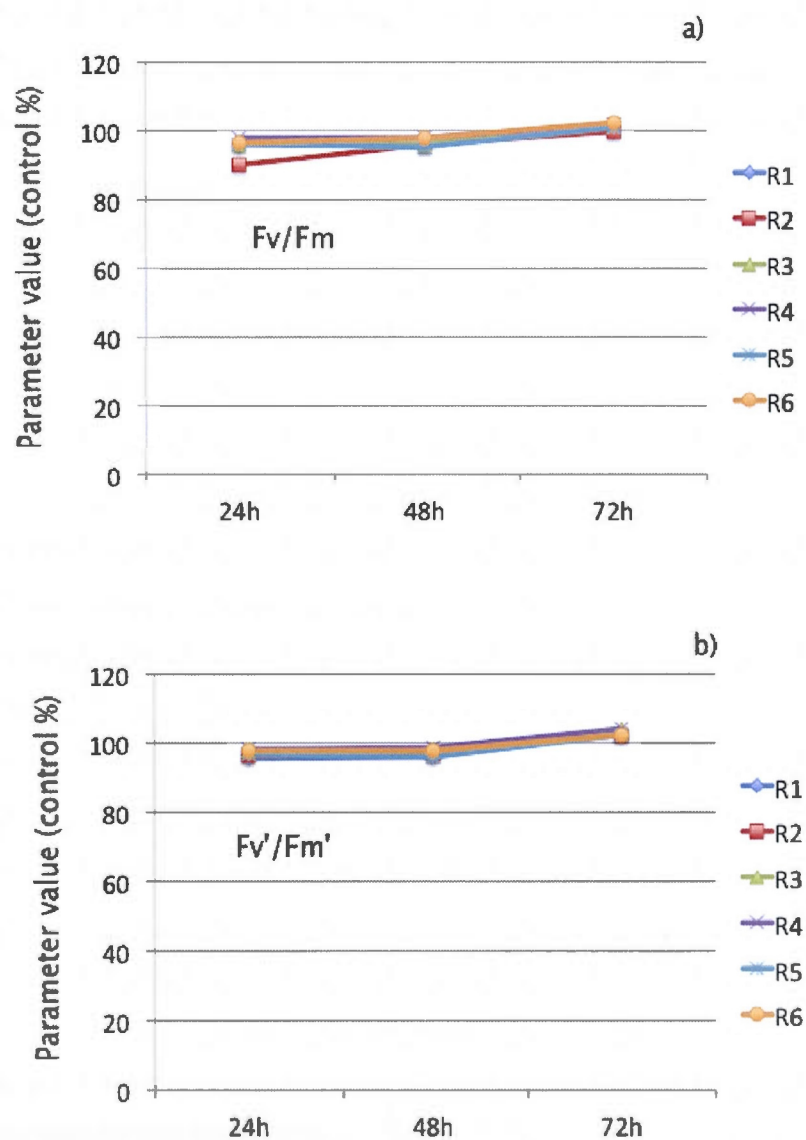


Figure 3.32: Évolution -sur 72h- de l'efficacité du transfert d'électrons vers les quinones pour *Lemna gibba* : a) adaptée à l'obscurité (F_v/F_m) ; b) adaptée à la lumière (F'_v/F'_m)



R : regard

En définitive, les eaux de lixiviation issues de R1, R2, R3, R4, R5 et R6 - à $T_2 + 5$ mois - stimulent davantage le métabolisme de *Lemna gibba* que le milieu de contrôle lui-même.

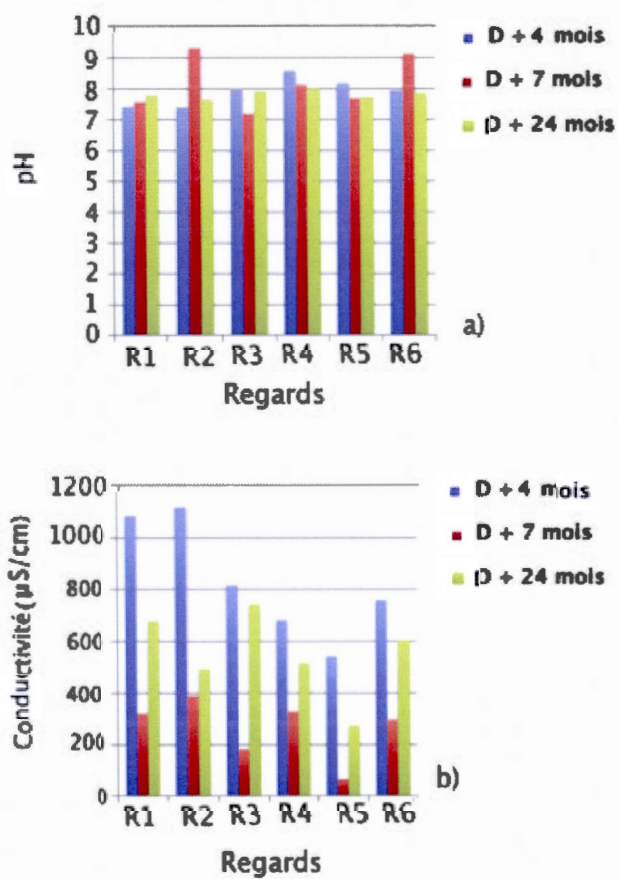
3.7.2 Caractérisation physico-chimique *complémentaire* des eaux de lixiviation

3.7.2.1 Multiparamètres : pH et conductivité de l'eau de lixiviation

Sur 24 mois, les eaux de lixiviation des différents regards affichent (figure 3.33) :

- des pH neutres à alcalin avec un pic à 9,32 à D + 7 mois. Toutefois, les valeurs observées ne dépassent jamais la limite de 9,5 fixée par le règlement de la municipalité de Saint -Roch-de-Richelieu en terme de basicité (Laperle et Millette, 1989) ;
- une conductivité très fluctuante avec un regroupement des valeurs les plus élevées -tout regard confondu- à D + 3 mois (avant ajout d'intrant dans B4, B5 et B6).

Figure 3.33: Données multiparamétriques à D + 4 mois, D + 7 mois et D + 24 mois
mois : a) pH ; b) conductivité



R : regards ; D : Date du dragage des sédiments

CHAPITRE IV

SYNTHESE ET DISCUSSION

4.1 Caractérisation *environnementale* et *physico-chimique* des sols/sédiments de dragage

4.1.1 Concentrations *totales* et *extractibles totales* en métaux

La Marina Saurel, à la confluence du fleuve Saint-Laurent et de la rivière Richelieu, se localise physiographiquement dans les Basse-Terres du Saint-Laurent.

En terme géologique, cette région -entre les Laurentides (Bouclier canadien) et les Appalaches- est principalement constituée par des formations de schistes, de grès et de calcaire (PROCEAN, 2004).

Les sédiments retrouvés dans le tronçon fluvial du Saint Laurent -produit de l'histoire géologique de la région- affichent des teneurs *naturelles* en Cr, Ni et Cu supérieures aux seuils d'effets mineurs (SEM) tels que définis par les *critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* (Environnement Canada (Centre Saint-Laurent) et Ministère de l'Environnement du Québec, 1992).

Après 1920, l'activité anthropique a fortement modifié le matériel sédimentaire et l'on observe une *contamination* superficielle (entre 0,3 m et 1 m), en Cu, Zn et Pb notamment; conséquence directe de l'apport en effluent industriel de la rivière des Outaouais et de la rivière L'Assomption dans le delta de Sorel (PROCEAN, 2004).

En l'occurrence, la composition des sédiments dragués est typique de la composition *établie* des sédiments *préindustriels* du Saint-Laurent, avec une dominance de silicates (quartz), et des sulfures en trace ($<0,1\%$) (Saulnier et Gagnon, 2006). On note toutefois une quantité relative d'argiles phylliteuses plus importante (jusqu'à 12,5 % de muscovite dans le bassin expérimental n°4).

Des concentrations en pyroxène et en rutile $> 1\%$ sont également détectées.

Les résultats du dosage des ETM dans les sédiments à T_0 , corroborent les études précédentes dans les zones circonscrites pour le dragage (PROCEAN, 2003 et 2004; SNC LAVALIN, 2010) avec :

- des concentrations moyennes *-extractibles totales-* en Cr, Zn, Cu, Ni, Pb et Co inférieures au critère A de la PPSRTC dans le parc nautique de Sorel (bassin expérimental n°1 -témoin-);
- des concentrations moyennes *-extractibles totales-* en Cr, Zn, Cu, Ni, Pb et Co dans la plage A-B de contamination (critères PPSRTC) au niveau du parc nautique fédéral (bassins expérimentaux n° 2, 3, 4, 5 et 6); exception faite du Cu pour le bassin expérimental n° 5 qui affiche une concentration moyenne dans la plage B-C de contamination (critères PPSRTC);
- des concentrations moyennes *-extractibles totales-* en Mn inférieures au critère A de la PPSRTC dans les deux parcs de la marina Saurel.

Les différences *ponctuelles* entre surface et *subsurface* observées dans la répartition des métaux extractibles totaux sont principalement dues à l'*hétérogénéité* du matériel sédimentaire (Zhou, 2009).

Cette répartition est influencée dans le temps par :

- le brassage mécanique effectué - dans les essais *avec intrants*-, qui joue sur la variabilité spatiale des contaminants ;
- l'alternance des périodes d'humectations et de dessiccation²⁸, susceptible de faire migrer les différents ETM le long des horizons (Iwegbue, Nwajei et Isirimah, 2006; Achard, 2013).

En terme -cette fois-ci- de concentration *totale* , on observe des quantités de *Mn* nettement supérieures aux quantités mesurées de Cr, Cu, Co, Pb, Zn et Ni.

Le Mn -considéré comme un élément *majeur* et non comme un élément *trace* métallique (Baize, 2001)- affiche régulièrement de teneurs *naturelles* au-dessus des critères en vigueur dans les sols du Québec (Buteau et Belleville, 2011). Et ce, au point où une validation des critères B et C (PPSRTC) a été demandée à l'Institut National de Santé Publique du Québec en 2011.

Au niveau hydrique, le matériel géologique constitutif des Basses-Terres du Saint-Laurent et des Appalaches est *particulièrement* propice à la libération de Mn et de Ca. Ainsi, les eaux souterraines au contact des dépôts relatifs à la mer de Champlain se retrouvent enrichies en Mn, mais également en Fe et chlorures (Conseil régional de l'environnement du Centre-du-Québec (2001))

Le Mn est donc *naturellement* présent dans l'environnement en concentration *totale* supérieure aux Ni, Cu, Zn, Zn, et Pb ce qui explique -de prime abord- sa prépondérance²⁹ dans les échantillons analysés.

Par ailleurs, Q.I.T Fer et Titane -désormais Rio Tinto Fer et Titane- grand complexe industriel situé à Sorel Tracy a nécessairement accentué l'apport en métaux -particulièrement en Mn- dans les sédiments du fleuve Saint-Laurent : Legault (1995)

²⁸ : Les bassins expérimentaux ont connu principalement 1 (un) cycle humide/sec, entre T₀ et T₁.

²⁹ : Minéralogiquement- des traces de Mn sont susceptibles d'être retrouvées dans de la muscovite et du quartz (Larson, 1964)

(cité dans Lafond (2010)) estime que la charge quotidienne de l'effluent en 1988 renfermait -entre autres- 41200 kg de Fer et 200 kg de Cr total.

Considérant dans l'effluent industriel : $[Mn] \gg [Zn] > [Cu] \approx [Ni] \gg [Pb]$, on peut s'attendre aussi, à un enrichissement éparé en Mn dans la région.

Les travaux de Lafond (2010) soulignent -à cet effet- des concentrations *totales* en Mn jusqu'à 70 586 ppm dans des échantillons de sédiment provenant du dragage de la rivière Richelieu.

Dans notre cas, les valeurs de Mn observées sont :

- (1) à mi-chemin entre les concentrations *naturelles* moyennes recensées des sédiments préindustriels et celles des argiles postglaciaires (Environnement Canada et MDDEP, 2007) ;
- (2) équivalentes aux concentrations *ambiantes* dans les sédiments du Lac Saint-Pierre (Environnement Canada et MDDEP, 2007) ;
- (3) similaires aux teneurs de fond des Basses-Terres du Saint-Laurent et des Appalaches.

Le Mn est donc *a fortiori* d'origine naturelle, précipité et/ou coprecipité sous forme d'oxyde et/ou hydroxyde (Coles et Yong, 2000).

En ce qui a trait aux caractéristiques physicochimiques des sédiments dragués, certaines particularités sont observées :

- le sable est prédominant (jusqu'à 94,66% de sable dans B2), ce qui pourrait expliquer les faibles concentrations observées en métaux *extractibles totaux* (Gosselin, Blackburn et Bergeron, 1999). Le rapport Procean (2004) mentionne plutôt une granulométrie silto-argileuse à silto sablonneuse, respectivement dans le parc nautique Sorel et le parc nautique fédéral.
- la teneur en MO est *relativement* élevée, jusqu'à 10% en moyenne pour les sédiments issus du parc nautique fédéral. Ceux du parc nautique Sorel se situent davantage dans la moyenne des études PROCEAN (PROCEAN, 2003 et 2004) avec 1,9% de MO.

Une étude plus récente (Lafond , 2010) révèle des teneurs en MO de l'ordre de 1,26 % à 34,27% dans le même secteur.

La MO présente dans les sédiments dulçaquicole peut être d'origine autochtone et/ou allochtone, généré par dégradation et accumulation progressive. Sa concentration est *très variable* et dépend des conditions du milieu (Achard, 2013). Elle est d'ailleurs très bien conservée en conditions anoxiques et hydromorphes (Montes et al., 2011).

4.1.2 Distribution des ETM et mobilité *potentielle*

En terme de distribution dans la matrice sédimentaire - le Cr, Cu, Ni et Co sont majoritairement associés à la fraction *résiduelle* (~ 90% en moyenne). Ce constat est en adéquation avec les observations faites par Saulnier et Gagnon en 2006 sur les particularités des sédiments *préindustriels* du fleuve Saint-Laurent. Par contre *très peu d'étude* existe sur la distribution des pools d'ETM dans les sédiments *plus récents*.

Au niveau du lac Saint-Pierre, composante névralgique du système fluvial, le Comité de concertation Suivi de l'état du Saint-Laurent rapportait des concentrations en ETM du même ordre que les concentrations naturelles³⁰ avec ça et là, quelques échantillons qui dépassent les *concentrations seuils produisant un effet* (CSE) (Pelletier, 2008).

Les réglementations en vigueur depuis les 25 dernières années ont permis de diminuer l'apport en ETM la zone Saint-Laurent (Pelletier, 2013). Les métaux présents ont donc possiblement évoluer vers des formes beaucoup plus stables au cours du temps (McLaughlin, 2001 dans Bataillard et al., 2012), moins *biodisponibles* dans l'environnement.

³⁰ : Moyenne, sur une centaine de zones échantillonnées dans la couche superficielle des sédiments du lac Saint-Pierre

Le Pb connaît, quant à lui, une distribution plus *équilibrée* dans la matrice sédimentaire avec néanmoins : % fraction résiduelle >> % fraction échangeable \approx % fraction liée aux oxydes amorphes \approx % fraction liée aux MO.

Une séquence similaire avait déjà été proposée par Modak et al., (1992).

Considérant que le dragage a été effectué au niveau d'une marina, les *pools* échangeables et liés à la MO témoignent d'une contamination *ponctuelle* en Pb, plus *récente*, surement lié aux activités nautiques (Tran, 2009).

Le Zn est généralement retrouvé sous forme de sulfure (ZnS) dans les sédiments frais (Van damme *et al.*, 2010; Isaure *et al.*, 2001), soit la fraction *oxydable*. D'après Vansimaey (2011), le dragage et l'entreposage subséquent des sédiments à terre, conduit à une «compartimentation» *rapide* du Zn entre la MO et les oxyhydroxydes.

En l'occurrence -dans nos sédiments de dragage-, l'affinité du Zn pour les FeO/MnOOH (Serpaud *et al.*, 1994 ; Fageria, Baligar et Clark, 2002 ; Wang X Fau - Li et Li, 2011) est confirmée : plus de 90% du Zn est lié aux oxydes *amorphes* et aux oxyhydroxydes *cristallisés*. Affinité allant dans le sens décroissant suivant : % oxyhydroxydes *cristallisés* >> % oxydes *amorphes* >> %MO. La prépondérance des oxyhydroxydes cristallisés est communément observée dans les sédiments mis en dépôt depuis plusieurs années³¹.

En conditions d'hydromorphie, la portion associée aux *oxydes amorphes* est *facilement* mobilisable (Isaure, 2001; Vansimaey, 2011): il peut y avoir néoformation d'espèces minérales ou complexation avec la MO.

À l'inverse, la mobilisation des *oxydes cristallisés* est plus lente et ardue puisqu'elle nécessite l'intervention de puissants réducteurs (Cornu et Clozel, 2000).

³¹ : La caractérisation de la distribution des ETM au sein de la matrice sédimentaire a été effectué 2 ans après l'entreposage terrestre des sédiments.

D'après Thompson et al., 2006; Contin et al., 2007 et 2008, les variations redox participent à amplifier la cristallinité des FeOH et donc la *séquestration* des ETM associés.

Les tests de lixiviation effectués témoignent d'un relargage uniquement de Pb à pH 4,2.

Ce résultat corrobore la distribution observée des ETM dans la matrice sédimentaire. En effet, le Cr, Cu, Ni et Co associées à la fraction *résiduelle* - donc surement incorporés dans le réseau cristallin des silicates- ne sont pas lixiviables à pH 4,2 (Quevauiller *et al.*, 1997; Benard, 2003).

Pour ce qui est du Zn, précipité et/ou coprecipité au sein des phases oxyhydroxydes, il nécessite la présence de *réducteurs* pour être mobilisé (Cornu et Clozel, 2000).

Seul le Pb, dont une portion est complexée par la MO et adsorbée sur les argiles, est donc susceptible d'être relargué.

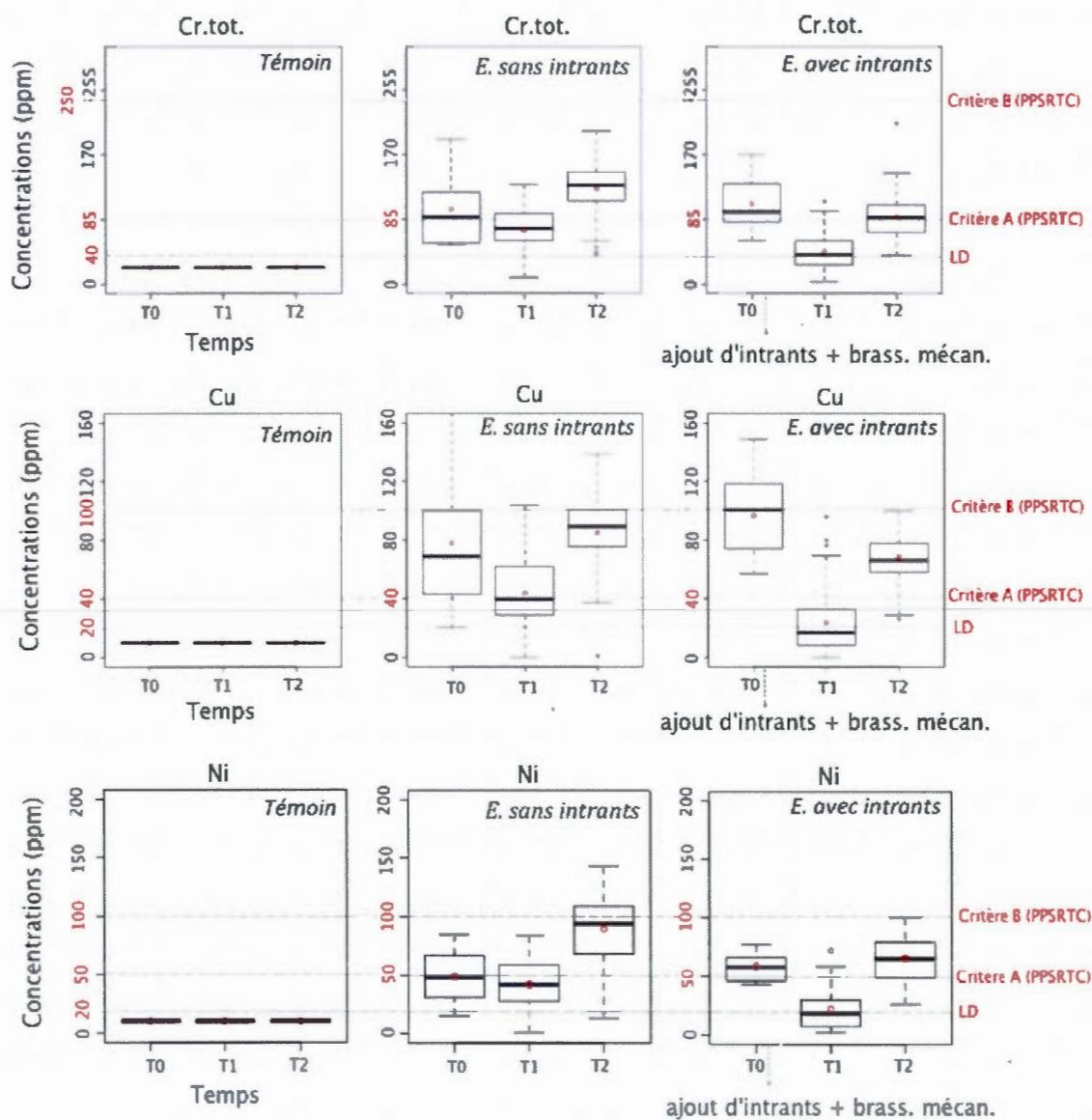
4.1.3 Concentrations en ETM : tendance évolutive du système³² de T₀ à T₂

Rappelons l'objectif *directeur* de la thèse : caractériser les *tendances dans le temps*, en terme d'évolution de la charge polluante associée aux sédiments. Ceci en fonction du changement naturel (sédiments dragués, transférés d'un milieu fluvial *semi-réducteur* à un milieu terrestre *oxydant*) ou induit (ajout de chaux, fumier de cheval et brassage mécanique) des conditions physico-chimiques.

Dans cette perspective les figures 4.1 et 4.2 synthétisent les tendances évolutives des bassins expérimentaux, *sans* ajout d'intrants et *avec* ajouts d'intrants puis brassage mécanique.

³² : Sols/sédiments de dragage, eau de lixiviation et couvert végétal établi

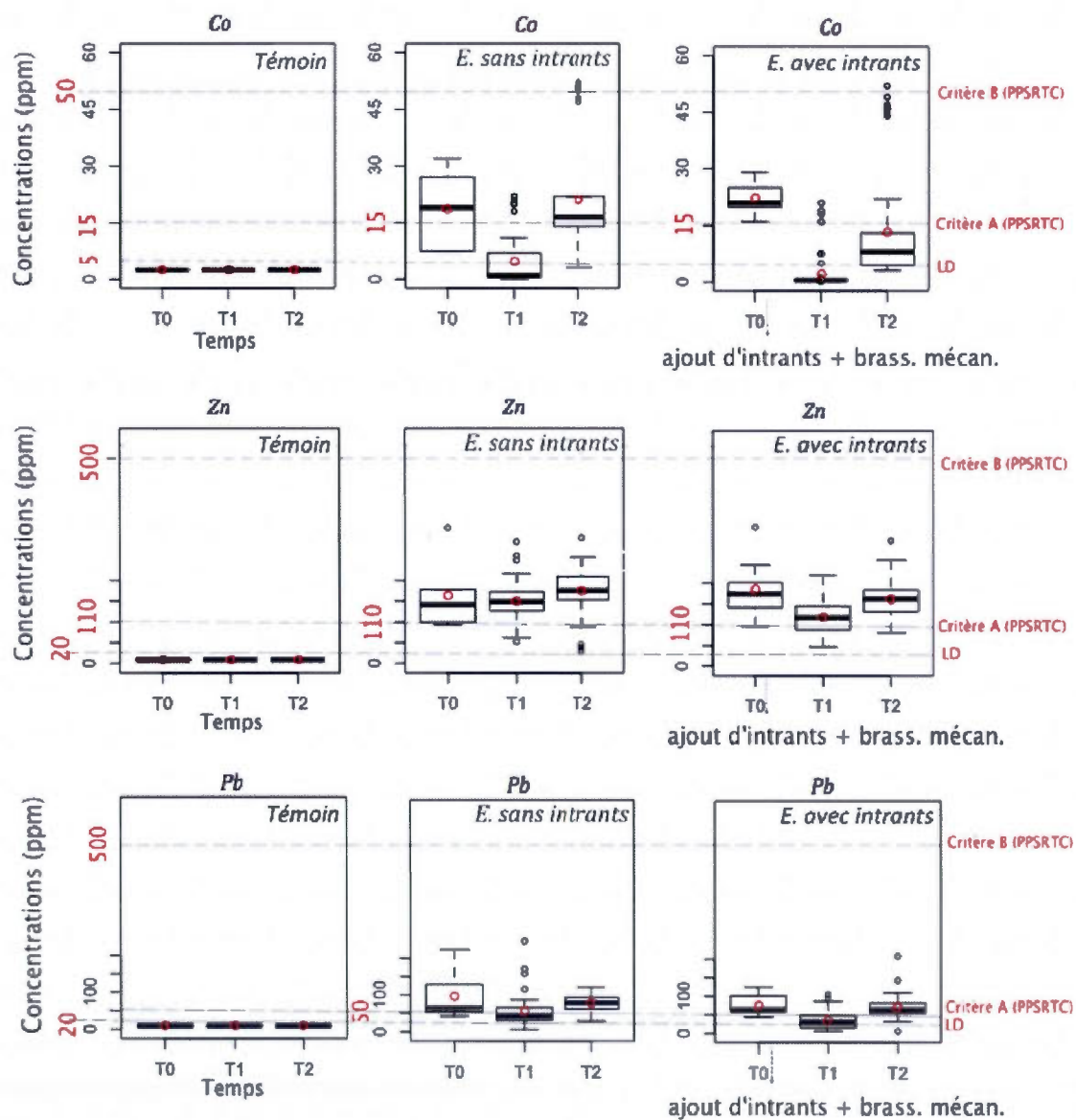
Figure 4.1 : Tendances évolutives des concentrations *extractibles totales* en Cr_{tot} , Cu et Ni de T_0 à T_2 ³³



E. : essais; LD : limite de détection

³³ : ajout d'intrants + brassage mécanique à D +3 mois (T_0 + 2 mois et 3 semaines)

Figure 4.2 : Tendances évolutives des concentrations *extractibles totales* en Co, Zn et Pb de T₀ à T₂³⁴



E. : essais; LD : limite de détection

³⁴ ajout d'intrants + brassage mécanique à D +3 mois (T₀ + 2 mois et 3 semaines)

Afin de statuer sur la significativité des résultats expérimentaux obtenus, il est important -à ce stade- de rappeler qu'elle était l'objectif principal des essais *avec* ajout intrants et brassage mécanique, en terme d'évolution de la charge polluante inorganique :

ajout de chaux : par l'ajout de chaux à D + 3 mois, le but était :

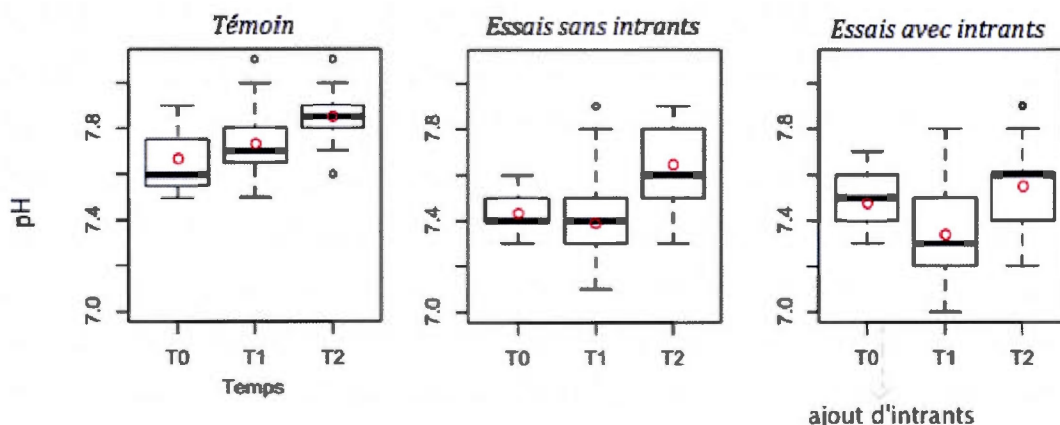
- de contrebalancer la potentielle acidification du milieu par oxydation des sulfures -et dégradation de la MO dans une moindre mesure- (Bolan, Adriano et Curtin, 2003) ;
- par la même, de contribuer à la séquestration des métaux et limiter par voie de conséquence :
 - leur relargage dans l'eau de lixiviation ;
 - leur phytodisponibilité (Trakal *et al.*, 2011).

L'apport en **fumier de cheval** a également été effectué dans le but de *fixer* les ETM dans les bassins expérimentaux, *via* leur métabolisation par le biote (fongique et bactérien) en présence (Joshi *et al.*, 2011 ; Skorick *et al.*, 2010, Guimares-Soares *et al.*, 2006, Sun and Shao, 2007 cités dans Vargas-Garcia *et al.*, 2012). Le brassage mécanique permettait - en complément- de stimuler la flore aérobie (épandage in situ) (ADEME, 2006).

En l'occurrence -de T₀ à T₂- les concentrations en métaux extractibles totaux mesurées (Cr, Co, Cu, Pb, Zn et Ni) sont restées dans la plage A-B de contamination - en surface (0-15cm) comme en subsurface (15-30cm)- indépendamment de la *présence* ou de *l'absence* d'intrants.

Si l'on considère en parallèle l'évolution du pH des sols/sédiments de dragage (figure 4.3), ce résultat est en adéquation avec les modèles de lixiviation récemment développés, notamment ceux utilisant le code géochimique ORCHESTRA.

Figure 4.3 : Évolution du pH des sols/sédiments de dragage de T₀ à T₂³⁵



En effet, le pH des sols/sédiments de dragage oscille globalement entre 7 et 8 *avec* intrants ou *sans* intrants de T₀ à T₂.

D'après Achard (2013) la solubilité du Cu, Zn, Ni, Mn, Pb et Cr est particulièrement limitée entre pH 4 et 9. Cela s'explique :

- **pour le Zn :**
 - par la précipitation éventuelle de ZnSiO_3 ;
 - la complexation avec la MO ;
 - ou encore l'adsorption (Achard, 2013) et/ou la précipitation/copréciptation au sein des oxyhydroxydes (Vansimaey, 2011). C'est le cas du Zn dans nos sédiments de dragage.

D'après Panfili et al. (2005), une association Zn-phosphate est également possible en présence d'un couvert végétal (phosphore organique).
- **pour le Pb, le Cu et le Ni:**
 - par la fixation à la surface des oxyhydroxydes ;
 - et/ou complexation avec la MO en présence (Burnol, Duro et Grive, 2006).

³⁵ ajout d'intrants + brassage mécanique à D +3 mois (T₀ + 2 mois et 3 semaines)

Dans notre cas, une portion du Pb est effectivement réparti entre la fraction liée aux *oxydes amorphes* et la fraction *liée à la MO*. Cependant la grande majorité est associée à la fraction *résiduelle*.

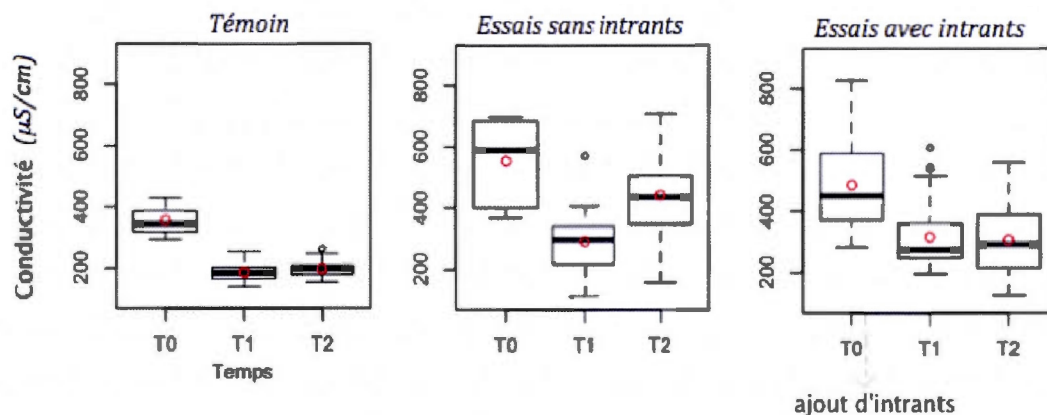
Le Pb lié à la fraction échangeable est susceptible d'être mobilisé entre pH 4 et 9 par l'entremise de cations *compétiteurs* pour les sites de surfaces (i.e Ca^{2+}) (Wang, Chen et Forsling, 1997). Cette fraction est néanmoins présente en proportion trop faible pour se retrouver en concentration *significative* dans l'eau de lixiviation.

- **pour le Cr** : principalement par fixation du chrome hexavalent sur les sites de fixation de la MO ;
- **pour le Co** : principalement par adsorption sur les oxydes de fer et de manganèse (ATDSR, 2001) ;
- **Pour le Mn** : principalement par précipitation/coprécipitation avec des oxydes/hydroxydes (Modack *et al.*, 1992)

En l'occurrence -dans notre cadre expérimental-, le Cu, Ni, Co et Cr tiennent leur stabilité de leur inclusion dans la fraction *résiduelle*.

En terme de conductivité (figure 4.4), la corrélation positive avec la concentration en métaux dans les sédiments dragués (Bouih *et al.*, 2005) est vérifiée : les bassins *contaminés* affichent une conductivité électrique légèrement plus élevée que le bassin *témoin*, principalement à T_0

Figure 4.4 : Tendances évolutives de la conductivité des sols/sédiments de dragage de T₀ à T₂³⁶

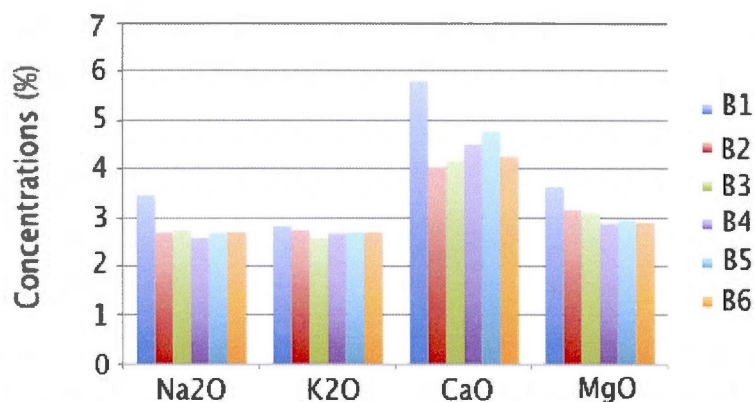


La conductivité étant une forme de mesure des sels *solubles* (Singare, Trivedi et Mishra, 2011), cette différence témoigne d'une charge en métaux *labiles* accrue dans les échantillons issus des bassins contaminés. Au regard de la distribution établie des ETM dans la matrice sédimentaire, cette *labilité* serait relative au Pb *échangeable*, au Zn et éventuellement au Mn *réductible*.

À noter que la conductivité prend également en compte les éléments *majeurs*, notamment les cations Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ et les anions Cl⁻, HCO₃⁻, CO₃²⁻ et SO₄²⁻ (CIRAD, 2004). Néanmoins, en terme de concentrations *totales*, les concentrations en Na₂O, K₂O, CaO et MgO sont *sensiblement* égales dans les sols/sédiments de dragage de l'ensemble des bassins expérimentaux (figure 4.5)

³⁶ : ajout d'intrants + brassage mécanique à D +3 mois (T₀ + 2 mois et 3 semaines)

Figure 4.5 : Répartition des concentrations en Na_2O , K_2O , CaO et MgO dans les sols/sédiments de dragage



En outre, *-statistiquement-* l'apport de 50 kg de chaux, de 3t de fumier de cheval frais ainsi que le brassage mécanique opéré dans les bassins *avec* intrants n'a pas joué de rôle *significatif* :

- dans **l'évolution du pH** et la **séquestration des ETM** de T_0 à T_2 , des sols/sédiments de dragage ($P > 0.01$) : ceci est principalement dû à la minéralogie intrinsèque de nos sédiments avec un rapport [sulfure] / [Ca+Mg] inférieur à 2/3 (pouvoir tampon) : le potentiel acidogène était donc -à la base - extrêmement limité (Lucassen, Smolders et Roelofs, 2002). Par ailleurs, les conditions d'hydromorphie (maintien de conditions de réductions) dans nos bassins ainsi que la distribution des *pools* d'ETM dans nos sédiments (fraction *oxydable* restreinte) ont contribué à *stabiliser* les ETM, même dans les essais *sans* intrants (Vansimaey, 2011)
- dans la **phytodisponibilité des ETM** : le couvert végétal établi (*Typha angustifolia* et *Phragmites*) n'a accumulé aucun ETM aussi bien au niveau racinaire que dans les parties aériennes (tige et feuille) de T_0 à T_2 . Et ce dans les essais *sans* intrants comme dans les essais *avec* intrants.
Ce résultat expérimental va de consorts avec le fait que les ETM (Cu, Ni, Cr, Co) soient demeurés *inclus*, *fixés*, *adsorbés*, *précipités* ou *coprécipités* et

donc *non disponible*, tout le long de l'expérimentation, *avec* ou *sans* intrants. Le prélèvement *potentiel* par les plantes est donc réduit (Trakal et al. 2011).

Seule une portion du Pb, du Zn et potentiellement du *Mn* (Wang, Chen et Forsling, 1997 ; Isaure, 2001; Vansimaey, 2011) aurait pu être remobilisée, mais en proportion tellement faible qu'elle ne constituerait pas un apport *délectable* dans le couvert végétal.

- dans **l'évolution de la conductivité** des sols/sédiments de dragage ($P>0.01$) :
 - le fumier de cheval : source de Mn -309 ppm-, calcium et magnésium ;
 - la chaux : source de calcium et magnésium ;

auraient pu faire varier la conductivité des bassins expérimentaux ; ce n'est pas le cas. D'une part, parce que les quantités d'amendements ajoutés aux bassins expérimentaux sont très faibles (Saed, Eisazadeh et Kassim (2012) ; d'autre part, car Ca et Mg se retrouvent sous forme de carbonate dans la chaux, non *labile* à pH 7-8 .

Pour ce qui est du fumier, d'après Iwegbue et al. (2007) -à l'instar des sols-, les métaux peuvent se retrouver (1) *échangeables* [2] *complexés* par la MO, (3) *précipités* ou *coprécipités* avec les oxy-hydroxydes et/ou (4) *inclus* dans le réseau cristallin de minéraux primaires.

Toujours d'après Iwegbue et al. (2007), une quantité *substantielle* de Mn est susceptible de se retrouver sous forme *échangeable*: une portion du Mn est donc possiblement *soluble*.

Somme toute, aucune différence *significative* n'est observée entre bassins *avec* intrants et bassins *sans* intrants en terme de conductivité.

À noter que l'on observe -dans les essais *avec* ou *sans* intrants- des concentrations en ETM *systématiquement* en baisse à T1, avec par la suite une remontée des concentrations à T2.

L'échantillonnage à T1 est effectué en période estivale sur un matériel sec. On assume un écoulement de l'eau de percolation, principalement le long des fentes de dessiccation (Tessier, 1994) avec une migration éventuelle des ETM *labiles*, le long du profil des sédiments.

Néanmoins, aucune augmentation *significative* concomitante en ETM (exception faite du Zn) n'est observée dans l'eau de lixiviation.

Par ailleurs, le retour à des concentrations -de surface- en ETM à T₂, du même ordre que celles observées à T₀, indique également qu'il n'y pas eu de déplacement *significatif* des métaux le long des horizons dans les bassins expérimentaux : les variations observées s'apparentent donc davantage à des fluctuations d'échantillonnage.

Le cas du Zn est particulier. À cet égard, la figure 4.6 illustre les tendances évolutives des concentrations en Zn dans les différents regards de T₀ à T₂ + 5 mois.

- *Avant D + 16 mois* : les échelles galvanisées incorporées aux regards constituent un apport *significatif* en Zn dans les eaux de lixiviation.

On observe d'ailleurs un pic *significatif* de Zn à D + 15 mois, possiblement dû au temps de stagnation de l'eau dans les regards. En effet, la dernière vidange remontait à D + 7 mois, soit 8 mois durant lesquels le Zn a pu s'accumuler. Ce constat est en adéquation avec l'étude de Guichot *et al.*, (2007) qui évaluait -en fonction du temps de résidence - les concentrations en Zn dans l'eau de sortie de conduite galvanisées.

Néanmoins les différences de concentrations observées entre D + 14 mois et D + 15 mois (jusqu'à 20x plus) laissent présager une source de relargage *secondaire*.

Les modèles développés en laboratoire, avec des cycles humidification/séchage reconstitués témoignent principalement d'un relargage de Ni (Du Laing *et al.*, 2007) et de Zn (Vansimaey, 2011) -associés à la fraction *acido-soluble*³⁷ - après 3 cycles.

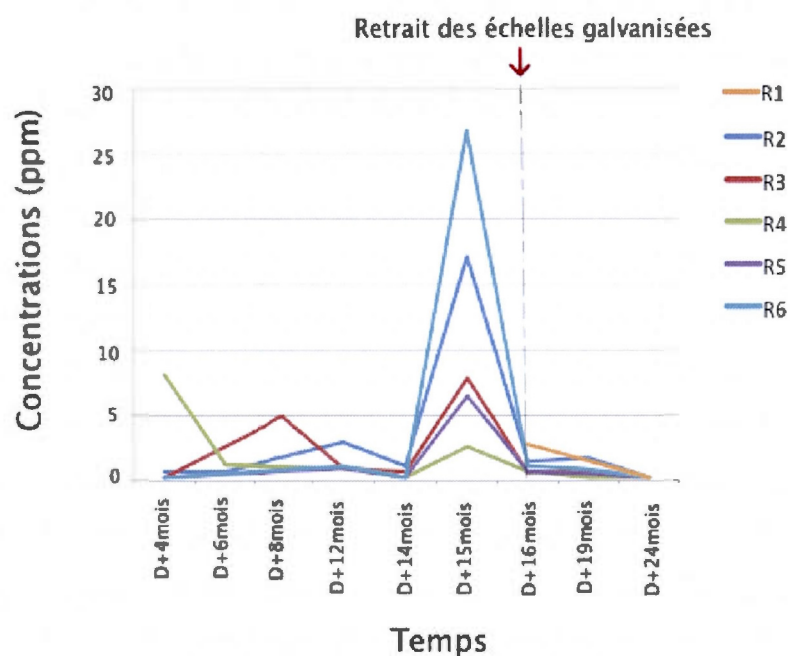
À D + 14 mois (T₁), nous sommes à la fin du premier cycle humide/sec : on peut envisager un relargage du Zn associé aux oxy-hydroxydes, principalement amorphes³⁸.

³⁷ : Fraction définie par les auteurs comme regroupant les carbonates, les sulfures, les hydroxydes et les argiles.

³⁸ : À noter que 0.9 ppm de Mn, uniquement dosé à D +12 mois et potentiellement associé aux oxy-hydroxyde, est retrouvé dans l'eau de lixiviation.

- Après D + 16 mois et le retrait des échelles galvanisées : les concentrations en Zn sont en diminution constante. À D+19 mois (T₂+5mois) les concentrations en Zn sont en dessous des seuils CRREP et CRREUD.

Figure 4.6 : Tendances évolutives des concentrations en Zn dans les différents regards de D +4 mois à D + 24mois^{39 40}

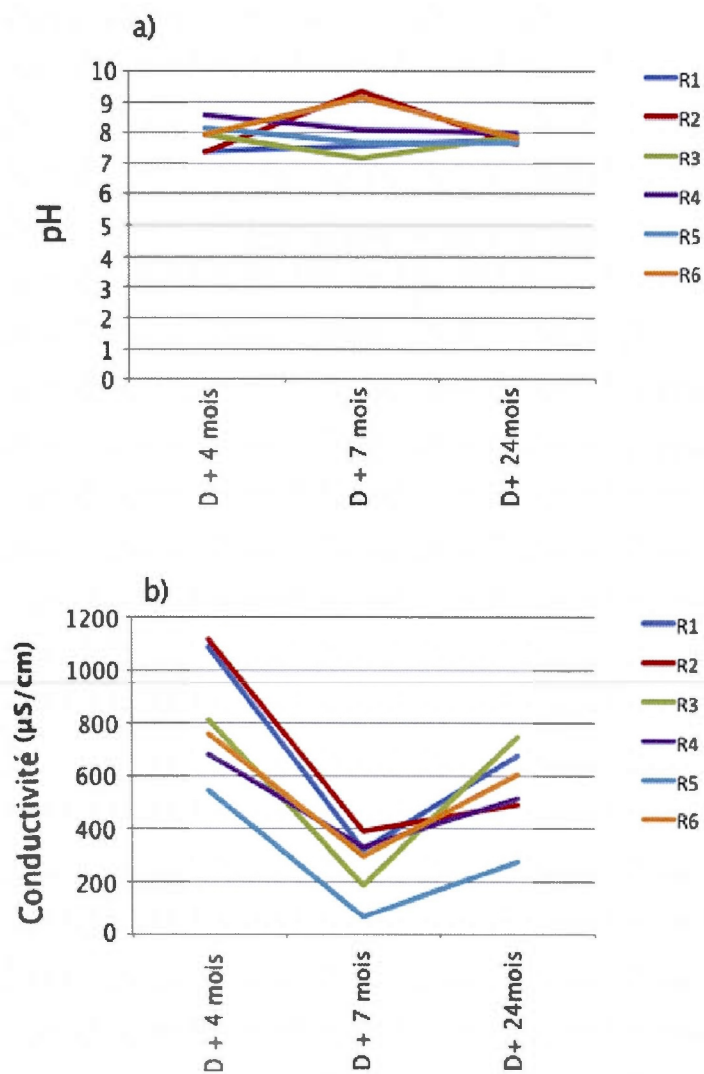


Les tendances évolutives des concentrations en Zn dans les regards peuvent être mises en parallèle avec l'évolution du pH et de la conductivité. Néanmoins les jalons temporels d'analyses étant relativement différents, la comparaison *précise* est impossible.

³⁹ : Vidange des regards à D + 6mois, D + 7mois et D + 16mois.

⁴⁰ : Avant D+16 mois, les concentrations en ETM n'étaient pas dosées dans les eaux de R1, B1 étant exempt de contamination. Le dosage d'une concentration significative de Zn à D+16mois confirme la présence d'une source de contamination ponctuelle; en l'occurrence, les échelles galvanisées.

Figure 4.7 : Tendances évolutives du pH de de la conductivité dans les différents regards de D + 4 mois à D + 24 mois⁴¹



⁴¹ : Vidange des regards à D + 6mois, D + 7mois et D + 16mois

Les pH mesurés oscillent globalement entre 7 et 8,5 avec une conductivité médiane de 787 $\mu\text{S} / \text{cm}$ tous regards confondus.

Les valeurs de conductivité sont relativement élevées si on les compare à la conductivité médiane des rivières de la rive sud du Saint-Laurent, généralement comprise entre 100 et 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Painchaud, 1997).

Notons tout de même que les regards constituent un milieu stagnant et que le contact relativement long entre eau et sédiments avant drainage participe nécessairement à la minéralisation des eaux de lixiviation.

À $D + 7$ mois, on observe:

- Des pH proches de la neutralité avec néanmoins un *pic* de pH à 9,32 dans R2 (indépendant de l'ajout de chaux puisque B2 est exempt d'intrants). Des tests en colonnes⁴² réalisés par Vansimayes en 2011 donnent des résultats similaires au niveau des percolats avec : (1) des pH autour de 7 au début de l'expérimentation et (2) une légère hausse entre le 1^{er} et le 2^{ème} cycle .
- une baisse concomitante de la conductivité dans *tous* les regards, le *témoin* inclus. Une vidange des regards avait été effectuée 2 semaines avant les mesures à $D + 7$ mois : cela peut expliquer la baisse de conductivité puisque les regards réaccumulent *progressivement* les sels solubles issus des bassins expérimentaux.

Pour ce qui est du pH, les sédiments étant en conditions hydromorphes à $D + 7$ mois, on peut penser que la mobilisation d'anions OH^- , par libération du Zn associé aux oxydes amorphes participe à son augmentation dans R2 et R6 (Provencher, 1982). La baisse de la conductivité enregistrée au même moment dans R2 et R6 infirme néanmoins cette hypothèse (Mamindy-Pajany *et al.*, 2010).

⁴² : 8 cycles humification/séchage au total

Des dépôts de carbonates (5% de CaO et 3% de MgO dans les sédiments) sont susceptibles de se fixer sur les parois des regards et d'être solubilisés selon les variations du volume d'eau.

D'après Isaure (2001), l'entreposage terrestre des sédiments de dragage conduit à une hausse rapide de la conductivité par relargage des ETM associé à la fraction *oxydable*.

En l'occurrence la conductivité des eaux issues du bassin *témoin* -exempt de contamination- est similaire à la conductivité des eaux issues des bassins *contaminés*. Les ETM sont donc *globalement peu labiles* ce qui corrobore la distribution établie des métaux au sein de la matrice sédimentaire.

4.1.4 Concentrations en ETM : risque écotoxicologique des eaux de lixiviation

Les tests sur la lentille d'eau *Lemna Gibba* ont permis de relativiser quant au possible risque écotoxicologique associé à la lixiviation du Zn.

Le règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égouts de la municipalité de Saint-Roch-de-Richelieu fixe la limite CRREP en Zn total à 1 ppm (Laperle et Millette, 1989) ; hors des concentrations de 2,9 ppm sont apparues comme stimulant davantage le métabolisme de *L. gibba* que le milieu de contrôle lui même. Le phénomène communément appelé «hormesis» est largement répertorié dans des cas d'exposition d'organismes à de faibles concentrations de polluants (Gentile et van der Schalie, 2000 ; Mattson et Calabrese, 2010).

Cependant, les essais effectués sur des milieux reconstitués ont clairement démontré l'écotoxicité des fluides contenant 8 ppm, 15 ppm et 20 ppm de *sulfate* de Zinc.

4.1.5 Concentrations en HAP et hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀ des sols/sédiments de dragage

Les concentrations obtenues à T₀ en HAP et C₁₀C₅₀ sont supérieures aux valeurs mentionnées dans le rapport du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement - BAPE- (2011) relatif au programme décennal de dragage à la marina de Sorel-Tracy.

Ainsi, on observe au niveau du parc nautique fédéral :

- des concentrations en benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, benzo(b,j,k)fluoranthène, chrysène, fluoranthène, phénanthrène, pyrène majoritairement dans la plage A-B de contamination (PPSRTC) ;
- des concentrations en hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀, dans la plage B-C de contamination (PPSRTC).

L'historique de contamination dans la région (effluent industriel, QIT fer et titane...) ainsi que les activités nautiques propres à la marina ont contribué à la diffusion des HAP et C₁₀C₅₀ dans l'environnement (Procean, 2004).

Le parc nautique de Sorel est -quant à lui- exempt de contamination en HAP et hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀.

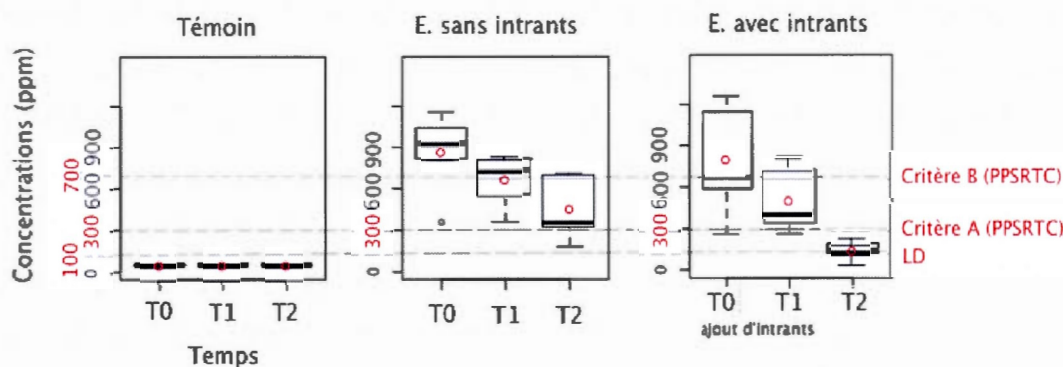
4.1.6 Contaminants organiques : tendances évolutives su système de T_0 à T_2

En terme d'organiques :

- **l'ajout de fumier de cheval** visait :
 - par l'augmentation de la MO : la fixation des HAP et des hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ (Pignatello, 1998 ; Zhang et He, 2010
et/ou
 - par la bioaugmentation : la *biodégradation* des contaminants encore *bioaccessibles*; (Singh *et al.*, 2011) ;
- **le brassage mécanique** : l'aération, l'oxydation et donc la dégradation - particulièrement des $C_{10}C_{50}$ - associés aux sédiments de dragage (ADEME, 2006 ; RECORD, 2007) ;

À cet égard, la figure 4.8 illustre l'évolution des concentrations en hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ de T_0 à T_2 *avec* ou *sans* ajout d'intrants.

Figure 4.8 : Tendances évolutives des concentrations en hydrocarbures

pétroliers $C_{10}C_{50}$ ⁴³

E. : essais;

On observe une diminution des concentrations moyennes en hydrocarbures pétroliers $C_{10}C_{50}$ dans les deux cas. Cette diminution est plus marquée dans les essais avec intrants puisque les concentrations sont passées sous le seuil du critère A.

Néanmoins le test ANOVA effectué stipule que *-statistiquement-* la différence observée en terme d'évolution des concentrations en $C_{10}C_{50}$ n'est pas *significative* entre essais *sans* intrants et essais *avec* intrants ($P > 0.01$).

En parallèle, les quantités dosées dans l'eau de lixiviation sont très faibles, le plus souvent *inférieures* à LD ($< 100 \mu\text{g/L}$). Ce résultat est en adéquation avec les modèles de désorption développés des $C_{10}C_{50}$ (Charrasse, 2013): par rapport aux concentrations *initiales* dans les sédiments dragués, les concentrations retrouvées dans les percolats sont généralement très faibles.

⁴³ : ajout d'intrants + brassage mécanique à D +3 mois (T₀ + 2 mois et 3 semaines)

La saisonnalité ne semble pas avoir joué un rôle dans la *désorption* des hydrocarbures : la température plus haute en été (T_1) -reconnu comme un facteur influençant la cinétique réactionnelle (Sormunen, Leppänen et Kukkonen, 2009)- n'a pas entraîné de relargage particulier.

Toutefois la dégradation observée (diminution des concentrations) implique une certaine *bio-accessibilité* - des $C_{10}C_{50}$ - dans les sédiments dragués (Charrasse, 2013).

les HAP sont également retrouvés *systématiquement* en dessous de la LD ($< 0,1 \mu\text{g/L}$) dans les eaux de lixiviation.

D'après Kukkonen, McCarthy et Oikari (1990), les HAP les plus lourds -en l'occurrence le chrysène, fluoranthène, benzo(a)anthracène, pyrène, benzo(b,j,k)fluoranthène et benzo(a)pyrène - sont récalcitrants, fortement *sorbés* par la MO; phénomène accru par le vieillissement du sédiment (phénomène d'« Ageing ») (Hatzinger et Alexander, 1995).

Par ailleurs, selon Pan, Ghosh et Xing (2007), le pH n'a aucun effet sur la mobilité des HAP, quand Schlautman et Morgan (1993) considèrent plutôt que -de par leur affinité pour la MO- le relargage des HAP est *pH-dépendant*.

Selon Achard (2013), la mobilité des HAP est accrue en conditions alcalines (hausse des acides humiques).

Le pH proche de la neutralité dans la majorité des eaux de lixiviations de T_0 à T_2 ne constitue donc pas un facteur de désorption pour les HAP en présence.

Au niveau des bassins expérimentaux aucune variation *signicative* des la concentration - souvent en dessous de la LD ($< 0,1 \text{ mg/kg}$)- en HAP n'est détectée⁴⁴.

⁴⁴ : Les résultats ne sont pas présentés afin de ne pas alourdir le texte.

Notons que des essais laboratoires menés par Charrasse en 2013 donnent des résultats équivalents : les concentrations en HAP d'un sédiment frais demeurent inchangées durant 12 mois en conditions anoxiques. En l'occurrence les conditions ont été largement hydromorphes sur la plus grande partie de l'expérimentation (T_0 à T_1).

Cependant les métabolites identifiés dans les sols/sédiments de dragage :

- l'acide-2-propénique et l'acide imidazole-5-propénique d'une part,
- l'acide benzoïque 4-(methylthio)-3-nitro, l'acide benzoïque 3-(methyl-6-(4-nitrobenzyloxy)- methyl ester et l'acide thiobenzoïque d'autre part,

sont respectivement des dérivés des métabolites spécifiques à la dégradation du pyrène et du fluoranthène (Laveuf, Dictor et Saada, 2003).

Ils sont détectés dans *chacun des bassins expérimentaux contaminés* : un processus de biodégradation est donc enclenché indépendamment de l'*ajout* ou de l'*absence* d'intrant, mais également indépendamment du brassage mécanique.

Peu d'études existent sur les voies de dégradation des HAP *lourds* : la comparaison avec la littérature scientifique existante est donc difficile.

Bien que l'activité biologique n'ait pas été mesurée dans sédiments dragués, les bactéries du genre *Alcaligenes*, *Mycobacterium* et *Rhodococcus* sont associées aux métabolites identifiés du pyrène (Laveuf, Dictor et Saada, 2003); auxquelles s'ajoutent *Pseudomonas* dans le cas du fluoranthène.

Considérant la prépondérance des conditions d'hydromorphie dans les bassins expérimentaux, le genre *Alcaligenes* et *Pseudomonas* est plus susceptible d'être retrouvé (Gros, 2002).

Aucun effet toxique n'est répertorié pour ces produits de dégradation particuliers (Walter *et al.*, 1991).

Par ailleurs, le test réalisé avec l'eau de lixiviation à D + 24 mois -exempte de contamination *détectée*- prouve qu'aucun produit de dégradation intermédiaire, éventuellement plus toxique que le contaminant d'origine (Laveuf, C., Dictor, M.C. et Saada, A. (2003), n'affecte le métabolisme de *L.Gibba*.

4.2 Considération pédologique et évolution géochimique

Les sédiments mis en dépôt ont servi de substratum pour l'établissement d'un couvert végétal (surface de recouvrement de 100% tous bassins confondus).

Si des cas similaires sont répertoriés, (Isaure, 2001) d'autres sites, par contre, ne connaissent pas la même évolution pédologique : dans le nord de la France, des sédiments dragués puis gérés de façon terrestre depuis 1967, ne présentent que des «îlots» de végétation après 42 ans (Bataillard, 2008). Ils affichaient toutefois un niveau de contamination plus élevé que celui rencontré dans nos sédiments.

En somme, les caractéristiques biophysicochimiques (granulométrie, teneur en MO, N, P, K...) ainsi que le type et degré de contamination sont déterminants : le but étant que le matériel dragué acquiert *in fine* les mêmes caractéristiques qu'un sol naturel.

Les résultats obtenus de T₀ à T₂ sont favorables à une éventuelle revalorisation sylvicole des sédiments excavés.

CONCLUSION

La gestion des sédiments de dragage est un impératif.

De plus en plus plébiscité par les instances en charge de la gestion des ressources halieutiques, la mise en dépôt terrestre du matériel excavé pose la question du devenir des contaminants associés (organiques et inorganiques), en condition oxydante.

Expérimentalement, les différents tests utilisés ont permis de caractériser précisément:

- les propriétés biophysicochimiques *intrinsèques* des sédiments de la marina de Saurel;
- les tendances évolutives de la charge polluante mixte -sur 2 ans-, après dragage puis mise en dépôts dans différents bassins expérimentaux.

En l'occurrence, les sédiments de la marina de Saurel présentent des caractéristiques *typiques* des sédiments du fleuve Saint-Laurent (prédominance de silicates, sulfures en trace, présence de pyroxène) avec néanmoins une teneur en MO, et une quantité relative d'argile phylliteuses (muscovite) plus importante; ceci se vérifie particulièrement pour les sédiments issus du parc nautique fédéral.

Le dosage des métaux extractibles totaux a été effectué conformément à la méthode MA. 200-Mét 1.2, Rév.1 préconisée par le MDDEP. Il en ressort des concentrations moyennes en Cu, Pb, Ni, Cr, Co et Zn majoritairement dans la plage A-B de contamination (PPSRTC). Seuls les sédiments dragués à partir du parc nautique de Sorel sont exempts de contamination.

Des tests de distribution des *pools métalliques* complémentaires ont été effectués: résultat 90 % du Cu, Ni, Co et Cr est associé à la fraction résiduelle quand 70 % du Zn est lié aux hydroxydes cristallisés. Le Pb est, quant à lui, «compartimenté» de façon plus équilibrée, réparti entre la MO, les oxyhydroxydes et les carbonates, avec tout de même une prédominance dans la fraction résiduelle.

Aucun ETM n'est *prépondérant* dans la fraction échangeable (lien possible avec la granulométrie particulièrement sablonneuse des sédiments dragués).

Par ailleurs, le dosage du Zn dans l'eau de lixiviation durant toute la durée du projet confirme l'affinité de l'élément pour les oxyhydroxydes : si la majorité du Zn provient des échelles galvanisées incluses structurellement dans les regards, les conditions de réduction qui ont prévalu de T₀ à T₂ ont pu permettre le relargage d'une certaine quantité de Zn associé aux hydroxydes amorphes.

Le test SPLP a également mis en exergue la mobilisation éventuelle du Pb à pH 4,2. C'est un élément à prendre en compte dans l'optique d'une revalorisation des sédiments sous conditions naturelles.

Par ailleurs, aucune différence n'est à signaler entre essais *avec* intrants et essais *sans* entrant en terme d'évolution de la charge polluante inorganique : le Cu, Pb, Cr, Ni, Co et Zn sont restés dans la plage A-B de contamination sur toute la durée du projet.

Dans le cas des hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀, la biodégradation semble avoir été stimulée par l'*ajout* de fumier de cheval et par le brassage mécanique des sédiments (concentrations passées sous le critère A). Cependant la différence n'est pas significative statistiquement ($p > 0.01$).

Pour ce qui est des HAP, la présence de métabolite du pyrène et du fluoranthène est une preuve irréfutable que le processus de biodégradation est enclenché. Ce processus

est néanmoins indépendant de toute stimulation externe (produits de dégradation retrouvés dans tous les bassins expérimentaux contaminés).

Le projet s'est déroulé sur une durée spécifique (2 ans) et les résultats observés sont propres à cette «fenêtre temporelle».

On retiendra, dans les sédiments dragués:

- le *faible* degré de contamination;
- le rapport [sulfure]/[Ca+Mg] inférieur à 2/3 (*faible potentiel acidogène*) ;
- l'affinité du Cu, Cr, Co et Ni pour la fraction résiduelle (*fraction plus stable*) ;
- le caractère *hydrophobe* des HAP et la *très faible mobilisation* des hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀ ;
- la *non-toxicité* des métabolites issus de la dégradation du pyrène et du fluoranthène

La mise en garde concerne l'évolution de la *distribution* au sein de la matrice sédimentaire :

- du Zn : car la liaison Zn-oxyhydroxydes est instable dans le temps (Vansimaey, 2011). En outre, les oxydes de Zn sont mobilisables en conditions réductrices ;
- du Pb : retrouvé -bien qu'en faible quantité- dans des fractions plus ou moins stable selon l'évolution des conditions physico-chimiques.

APPENDICE A

CRITERES POUR L'EVALUATION DE LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS DU FLEUVES SAINT-LAURENT

Tableau A.1 Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce

(Environnement Canada et MDDEP, 2007)

Groupes	Substances	Concentrations (mg/kg)				
		CER	CSE	CEO	CEP	CEF
<i>Métaux et métalloïdes</i>	Arsenic	4,1	5,9	7,6	17	23
	Cadmium	0,33	0,60	1,7	3,5	12
	Chrome	25	37	57	90	120
	Curvre	22	36	63	200	700
	Mercur	0,094	0,17	0,25	0,49	0,87
	Nickel	ND	ND	47	ND	ND
	Plomb	25	35	52	91	150
	Zinc	80	120	170	310	770
<i>Composés organiques</i>	BPC totaux	0,025	0,034	0,079	0,28	0,78
	Nonylphénol et ses dérivés éthoxylés	ND	1,4	ND	ND	ND
	PCDD et PCDF (ng éq. tox./kg)	0,27	0,85	10	22	36
<i>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</i>	Acénaphthène	0,003 7	0,006 7	0,021	0,089	0,94
	Acénaphthylène	0,003 3	0,005 9	0,030	0,13	0,34
	Anthracène	0,016	0,047	0,11	0,24	1,1
	Benzo[a]anthracène	0,014	0,032	0,12	0,39	0,76
	Benzo[a]pyrène	0,011	0,032	0,15	0,78	3,2
	Chrysène	0,026	0,057	0,24	0,86	1,6
	Dibenzo[a,h]anthracène	0,003 3	0,006 2	0,043	0,14	0,20
	Fluoranthène	0,047	0,11	0,45	2,4	4,9
	Fluorène	0,010	0,021	0,061	0,14	1,2
	2-Méthyl-naphthalène	0,016	0,020	0,063	0,20	0,38
	Naphthalène	0,017	0,035	0,12	0,39	1,2
	Phénanthrène	0,025	0,042	0,13	0,52	1,1
	Pyrène	0,029	0,053	0,23	0,88	1,5
<i>Pesticides organochlorés</i>	Chlordane	0,001 5	0,004 5	0,006 7	0,008 9	0,015
	DDD	0,000 35	0,003 5	0,008 5	0,008 5	0,015
	DDE	0,000 25	0,001 4	0,002 6	0,006 8	0,019
	DDT	0,000 33	0,001 2	0,003 8	0,004 8	0,010
	Dieldrine	0,000 44	0,002 9	0,003 9	0,006 7	0,017
	Endrine	0,000 63	0,002 7	0,036	0,062	0,33
	Heptachlore époxyde	0,000 26	0,000 60	0,002 7	0,002 7	0,004 0
	Lindane	0,000 22	0,000 94	0,001 4	0,001 4	0,011
	Toxaphène	ND	0,000 10	ND	ND	ND

CEP: Concentration produisant un Effet Probable;

CSE: Concentration Seuil produisant un Effet;

CER: Concentration d'Effets Rares;

CEO: Concentration d'Effets Occasionnels;

CEF: Concentration d'Effets Fréquents.

APPENDICE B

LOCALISATION DES ZONES DE DRAGAGE ET D'ENTREPOSAGE DES SÉDIMENTS

Figure B.1: Zone de dragage des sédiments AB -parc nautique fédéral-




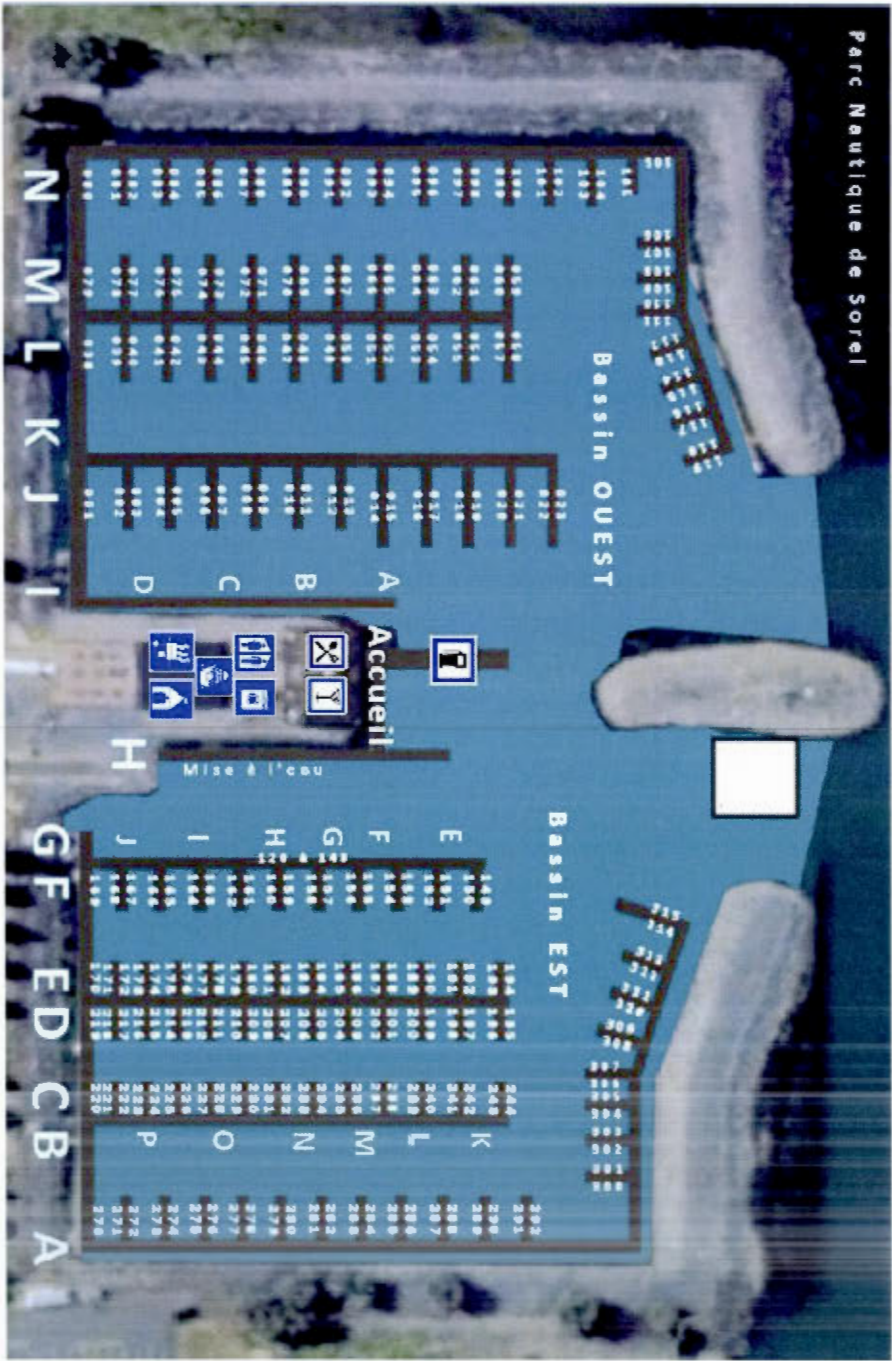

 : Zone de dragage – parc nautique fédéral–

Figure B.2: Zone de dragage des sédiments< A -parc nautique de Sorel-



 : Zone de dragage -parc nautique de Sorel-

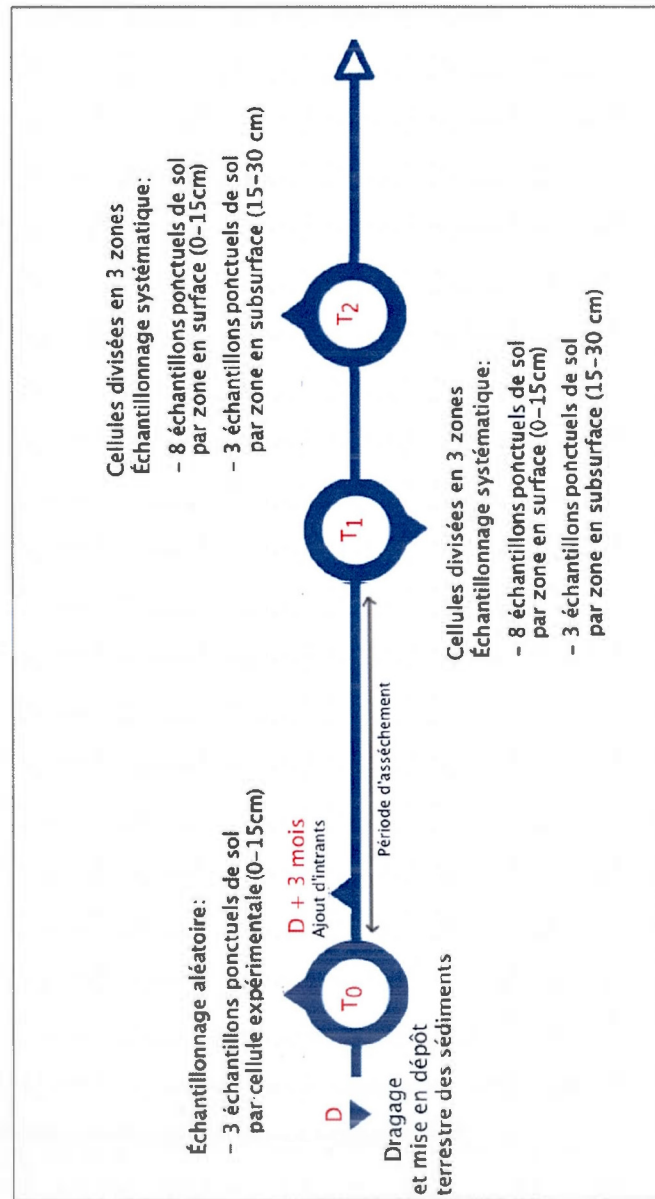
APPENDICE C

ÉCHANTILLONNAGE DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE/SOL ET DES FLUIDES (EAUX D'EXHAURE)

C.1 Approche et stratégie d'échantillonnage des sols/sédiments de dragage

C.1.1 Période et fréquence d'échantillonnage

Figure C.1: Chronogramme de l'échantillonnage des sols/sédiments de dragage⁴⁵



⁴⁵ : T₀ : 6 jours après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments; T₁ : 14 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments;
T₀ : 19 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments;

C.2 Projections statistiques et détermination du nombre d'échantillons à prélever dans les sols/sédiments de dragage à T_1 et T_2

C.2.2 Analyse statistique des concentrations en ETM

Tableau C.1 : Nombre d'échantillons requis -pour l'analyse des ETM- considérant l'hétérogénéité T_0 des bassins expérimentaux : $\alpha=95\%$, $d=10\%$

Bassin 2			Bassin 3			Bassin 4		
ETM	CV %	nombre d'échantillons à prélever	ETM	CV %	nombre d'échantillons à prélever	ETM	CV %	nombre d'échantillons à prélever
Cd	68,31	202	Cd	47,03	87	Cd	19,52	16
Co	64,13	178	Co	54,38	122	Co	16,35	12
Cr	63,74	176	Cr	39,54	62	Cr	46,25	84
Cu	71,23	219	Cu	63,81	177	Cu	28,69	37
Ni	51,62	106	Ni	60,26	156	Ni	18,27	15
Pb	62,86	171	Pb	78,80	263	Pb	52,66	112
Zn	62,62	170	Zn	31,48	43	Zn	36,14	54

Bassin 5			Bassin 6		
ETM	CV %	nombre d'échantillons à prélever	ETM	CV %	nombre d'échantillons à prélever
Cd	39,74	62	Cd	16,43	12
Co	19,99	17	Co	16,46	12
Cr	28,00	35	Cr	16,34	12
Cu	11,81	6	Cu	22,41	23
Ni	15,81	12	Ni	18,81	15
Pb	31,42	43	Pb	4,15	< 4
Zn	32,34	45	Zn	11,81	6

C.2.3 Analyse statistique des concentrations en HAP et hydrocarbures pétroliers C₁₀C₅₀

**Tableau C.2 : Nombre d'échantillons requis -pour l'analyse des organiques-
considérant l'hétérogénéité -T₀- des bassins expérimentaux : $\alpha=95\%$, $d=25\%$**

Bassin 2			Bassin 3		
Hydrocarbures	CV%	nombre d'échantillons à prélever	Hydrocarbures	CV%	nombre d'échantillons à prélever
C ₁₀ C ₅₀	15,94	< 12	C ₁₀ C ₅₀	46,89	15
Benzo(a)anthracène	65,47	31	Benzo(a)anthracène	0,00	-
Benzo(a)pyrène	65,47	31	Benzo(a)pyrène	0,00	-
Benzo(b,j,k)fluoranthène	21,65	< 12	Benzo(b,j,k)fluoranthène	65,47	31
Chrysène	34,64	< 12	Chrysène	43,30	14
Fluoranthène	33,33	< 12	Fluoranthène	65,47	31
Phénanthrène	50,00	17	Phénanthrène	43,30	14
Pyrène	49,49	17	Pyrène	65,47	31

Bassin 4			Bassin 5		
Hydrocarbures	CV%	nombre d'échantillons à prélever	Hydrocarbures	CV%	nombre d'échantillons à prélever
C ₁₀ C ₅₀	68,86	34	C ₁₀ C ₅₀	57,25	24
Benzo(a)anthracène	65,47	31	Benzo(a)anthracène	65,47	31
Benzo(a)pyrène	65,47	31	Benzo(a)pyrène	65,47	31
Benzo(b,j,k)fluoranthène	21,65	< 12	Benzo(b,j,k)fluoranthène	21,65	< 12
Chrysène	34,64	< 12	Chrysène	34,64	< 12
Fluoranthène	33,33	< 12	Fluoranthène	0,00	-
Phénanthrène	50,00	17	Phénanthrène	21,65	< 12
Pyrène	49,49	17	Pyrène	33,33	< 12

Bassin 6		
Hydrocarbures	CV%	nombre d'échantillons à prélever
C ₁₀ C ₅₀	52,13	19
Benzo(a)anthracène	0,00	-
Benzo(a)pyrène	0,00	-
Benzo(b,j,k)fluoranthène	65,47	31
Chrysène	0,00	-
Fluoranthène	65,47	31
Phénanthrène	0,00	-
Pyrène	65,47	31

C.3 Approche et stratégie d'échantillonnage des fluides (eaux de lixiviation)

C.3.4 Fréquence d'échantillonnage des eaux de lixiviation⁴⁶

Date	Regards											
	R2			R3			R4			R5		
	ETM dosés	Hydrocarbures dosés		ETM dosés	Hydrocarbures dosés		ETM dosés	Hydrocarbures dosés		ETM dosés	Hydrocarbures dosés	
D + 3 mois	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀
D + 4 mois	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-
D + 6 mois	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀
D + 7 mois	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀
D + 8 mois	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	-
D + 12 mois	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀
D + 14 mois	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀	-	HAP, C ₁₀ C ₅₀
D + 15 mois	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-
D + 16 mois	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-
D + 19 mois	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-
D + 24 mois	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-	Zn	-

D : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments ; - : Dosage non effectué ; R : regard

⁴⁶ : À partir de D + 15 mois, seul le Zn est quantifié, puisqu'il est le seul élément retrouvé en concentration significative dans les eaux de lixiviation.

À noter -bien que non précisé dans le tableau- que les eaux de R1 (témoin) sont également dosées à partir de D + 15 mois. Ceci afin de vérifier si la contamination en Zn vient des échelles intégrées à la structure des différents regards.

APPENDICE D

PROTOCOLES ANALYTIQUES

D.1 Caractérisation *environnementale* des sols/sédiments de dragage

D.1.1 Détermination des métaux extractibles totaux dans les sols

Le traitement de l'échantillon se déroule comme suit, conformément à la méthode d'analyse MA. 200 - Mét. 1.2, Rév. 1 (CEAEQ, 2011b) : 1 g d'échantillons de granulométrie inférieure à 2 mm, est séché à l'étuve (60°C). Il est ensuite minéralisé à chaud et à reflux, durant 30 min, dans un mélange d'acides «doux» comprenant 4 ml d'HNO₃ 50% pour 10 ml d'HCl 20 %. Cette extraction permet la mobilisation de l'ensemble des ETM hormis ceux inclus dans le réseau cristallin des silicates (CEAEQ, 2010c).

Le liquide est filtré, puis ramené au volume final standard de 100 ml avant d'être analysé par spectrométrie à torche plasma (ICP-AES).

Le principe est simple : l'échantillon liquide est aspiré par une pompe puis ionisé lors du contact avec le plasma d'argon. Une fois stabilisés, les atomes émettent un rayonnement d'une longueur d'onde spécifique selon l'élément en présence.

L'intensité obtenue est analysée comparativement à celle mesurée dans un standard de concentration connue, sous conditions équivalentes (Fuger, 2011) (figure 2.6).

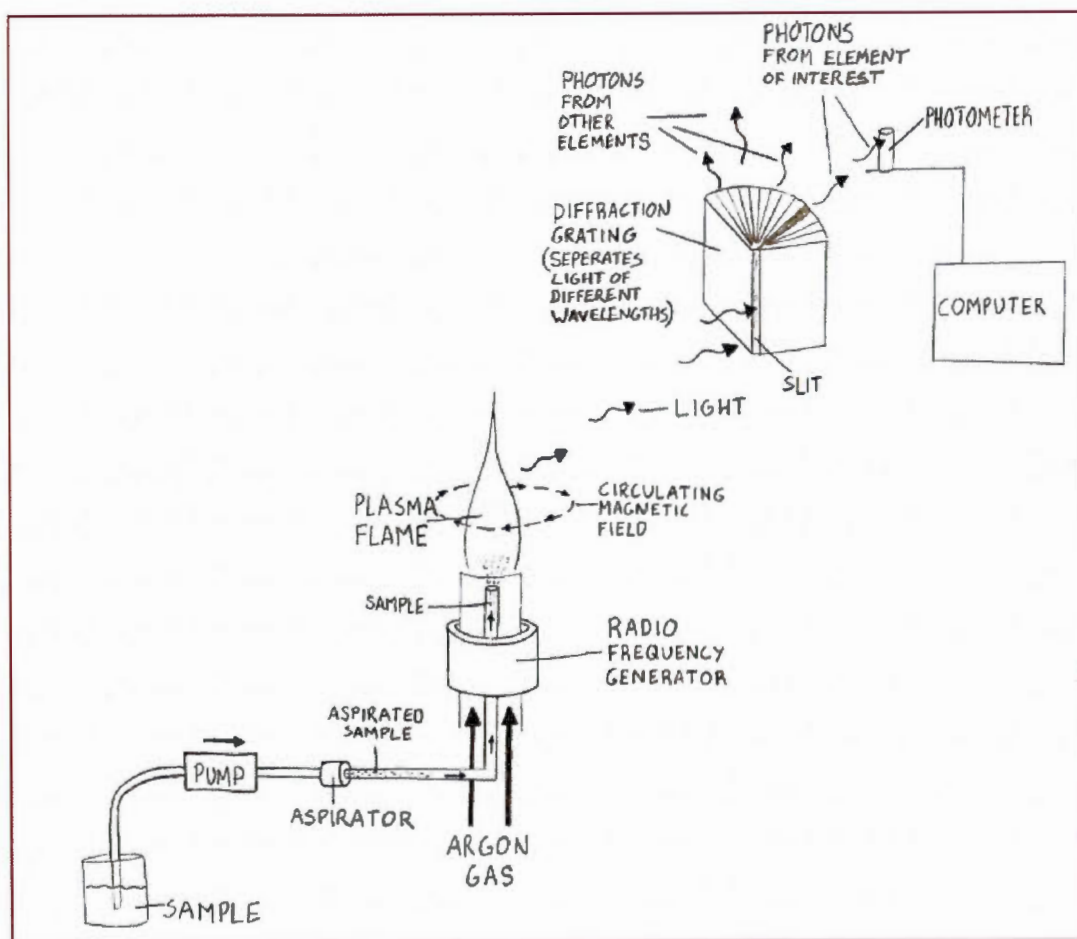
Les résultats sont exprimés en ppm base sèche selon la formule (D.1) (CEAEQ, 2011b) :

$$[\text{métal}_{\text{extrac.tot}}] = \left(([\text{métal}_{\text{extrac.tot}} \text{ dans la solution dosée}] - [\text{métal}_{\text{extrac.tot}} \text{ dans la solution témoin}]) \times \text{volume final de l'échantillon} \right) / \text{poids sec de l'échantillon} \quad (\text{D.1})$$

Le blanc correspond, en l'occurrence, à une solution HNO₃ 1 %.

Figure D.1 : Diagramme conceptuel de l'ICP-AES

(modifiée d'après Taylor, 2011)



D.1.2 Lixiviation pour simuler les pluies acides dans les sols/sédiments de dragage

La solution tampon à pH 4.2 utilisée pour simuler les pluies acides est préparée en deux étapes : (1) la solution mère du tampon est obtenue en mélangeant ensemble 14 ml d'acide nitrique, avec 16 ml d'acide sulfurique rajouté progressivement; (2) cette solution est ensuite diluée goutte à goutte dans 950 ml d'eau nanopure jusqu'à ce que le pH de 4.2 ± 0.05 soit atteint. Le tout est complété à 1 L avec de l'eau nanopure.

Une fois la solution tampon prête, elle est ajoutée -dans une bouteille de plastique- à 20 g d'échantillon humide de sol préalablement broyés à 9,5 mm pour un rapport liquide solide de 1:20. Le mélange est agité pendant 18 ± 2 h avec une vitesse de rotation de 30 ± 2 trs/min. L'échantillon liquide est analysé à l'ICP-AES, après filtration sur une membrane de $0,45 \mu\text{m}$.

La concentration de l'analyte (ppm) est exprimée mathématiquement par la formule suivante (2.4) (CEAEQ, 2010b) :

$$[\text{Analyte}] = [\text{analyte dosé}] \times \text{facteur de dilution} \quad (\text{D.2})$$

D.1.3 Distribution des ETM au sein des différentes phases du sol

Pour les sédiments de dragage (sol selon la PPSRTC), la température de séchage importe peu puisqu'ils sont déjà soumis à des cycles non linéaires de séchage et d'humidification. Elle a toutefois été fixée à 60°C dans notre cadre expérimental.

La première étape consiste à mobiliser la fraction adsorbée par liens électrostatiques en utilisant du nitrate de Na -composé sans impact sur le pH sans pouvoir complexant-.

Techniquement, 1 g sec d'échantillon est : (1) introduit dans un tube centrifuge de 50 ml, (2) agité avec 10 ml de réactif pendant 90 min (50 tours/min) (3) centrifugé 20 min à 2700 tours / min -en dessous des 23400 xg stipulés par (Benitez et Dubois, 1999) (limite technique)-. Le surnageant est conservé dans une bouteille polyéthylène et comblé jusqu'à 25 ml avec de l'eau nanopure.

Précisons que pour les étapes subséquentes, seul le réactif utilisé change ; le reste du protocole expérimental demeure identique.

Par ailleurs, afin d'éliminer les traces de réactif restant, l'échantillon est centrifugé avec 10 ml d'eau nanopure entre chaque étape séquentielle.

La deuxième étape vise la fraction adsorbée ou liée aux carbonates, ce qui correspond aux ETM précipités ou coprecipités avec les carbonates, mais également adsorbés par des liaisons pH dépendantes. C'est une solution d'acétate de sodium dans de l'acide acétique qui est utilisée à cet effet : 8,2 g / l d'acétate de Na avec de l'acide acétique 2 ml / 5 L pour un pH de 5,5 (à pH 5 il y a attaque de la MO). Une seconde séquence identique est nécessaire si le taux de carbonates est supérieur à 20%.

La fraction liée à la MO est mobilisée au cours de la troisième étape. Le peroxyde d'hydrogène communément employé est remplacé par du pyrophosphate de Na -0.1 M, soit 44 g/ 1 L-; en effet, d'après (Cornu et Clozel, 2000), le H_2O_2 n'extrait que partiellement la MO et est susceptible de s'attaquer légèrement aux oxydes de Mn.

La quatrième étape permet la distinction entre la fraction liée aux hydroxydes amorphes (4a) et aux oxyhydroxydes cristallins (4b).

Expérimentalement, c'est la température qui diffère entre les réactions 4a et 4b : les échantillons sont respectivement chauffés à 50-60°C et 90°C dans 10 ml de chlorohydrate d'hydroxylamine avec HCl à 0,25 M / L.

Finalement, la dernière étape préconisée consiste en une digestion à chaud de l'échantillon dans un mélange acide fluorhydrique (HF) - acide nitrique (HNO_3) - acide chlorhydrique (HClO_4). C'est la fraction résiduelle qui est ainsi pointée, soit les ETM compris dans le réseau cristallin des silicates primaires et secondaires.

L'utilisation d'HF étant toutefois interdite dans les laboratoires du département des sciences de la Terre et l'atmosphère, les ETM résiduels ont donc été dosés par Fluorescence Rayon X (FRX).

D.1.4 Dosage des HAP dans les sols/sédiments de dragage

Conformément à la méthode MA. 400 - HAP 1.1 (CEAEQ, 2011a), les HAP sont d'abord extraits par du dichlorométhane (CH_2Cl_2) : 10 g d'échantillon -préalablement asséché par combinaison avec un poids équivalent de MgSO_4 - sont introduits dans une cartouche pour extracteur de Soxhlet avec 25 μl d'une solution mère combinée des différents étalons (Acénaphène- D_{10} , Anthracène- D_{10} , Pyrène- D_{10} , Chrysène- D_{12} , Benzo(a)pyrène- D_{12} , Dibenzo(a,h)anthracène- D_{14}) à 100 ng/ μl dans de l'isooctane.

L'extracteur est fixé sur un ballon à fond plat de 500 ml contenant 300 ml de CH_2Cl_2 (solvant) puis chauffé durant une nuit à raison de 2 à 5 cycles (vapeur-condensation-retour du liquide) par heure. Après refroidissement, tout le montage est nettoyé au CH_2Cl_2 et récupéré dans le ballon

Une deuxième phase consiste à pratiquer : (1) une première évaporation sous vide, jusqu'à 2 ml, du solvant contenu dans le ballon ; (2) une seconde évaporation sous vide, d'un volume équivalent après rajout de 20 ml d'hexane.

La totalité de l'extrait est alors «purifiée» le long d'une colonne comblée par 20 ml d'hexane, 10 g de gel de silice/d'oxyde d'aluminium (ratio 2 :1) et 1 cm de Na_2SO_4 .

Une fois l'extrait bien incorporé dans la colonne, 30 ml d'hexane sont rajoutés : l'éluat initial recueilli (jusqu'à ce que l'hexane soit à 0,5 cm de la surface du dépôt de Na_2SO_4) n'est pas conservé. C'est finalement le CH_2Cl_2 (70 ml) qui va être utilisé pour extraire les HAP fixés sur la colonne.

Cet éluat est évaporé par évaporateur rotatif jusqu'à 2 ml et successivement : (1) évaporé sous jet d'azote et concentré à 200 μl ; (2) complété avec 100 μl d'une solution mère combinée des différents étalons à 10 ng/ μl et 500 μl d'isooctane.

L'échantillon est analysé par GC-MS : à la différence du détecteur à ionisateur de flamme, le spectromètre de masse (MS) discrimine les molécules en fonction de leur masse. Le degré de précision est conséquemment plus important (Sutherland, 2000)

L'expression mathématique des résultats est donnée par la formule (D.3) suivante (CEAEQ, 2011a) :

$$[\text{HAP dans l'échantillon}] = ([\text{HAP dans l'extrait final}] \times \text{volume de l'extrait final}) / \text{poids sec de l'échantillon} \quad (\text{D.3})$$

avec :

[HAP dans l'échantillon] en ppm ;

[HAP dans l'extrait final] en ng/ μl ;

volume de l'extrait final en ml ;

poids sec de l'échantillon en g.

D.1.5 Dosage des hydrocarbures pétroliers dans les sols/sédiments de dragage

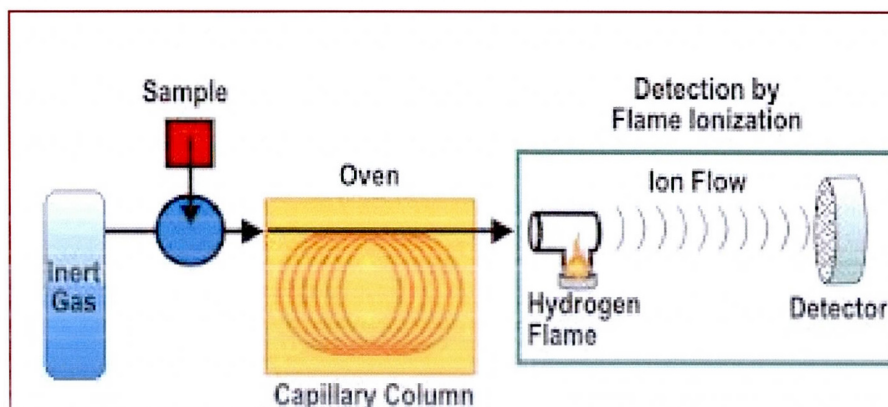
Conformément à la méthode MA. 400-Hyd. 1.1 (CEAEQ, 2007), 5 g d'échantillon de granulométrie inférieure à 5 mm sont introduits dans une bouteille de 40 ml.

Sont rajoutés : (1) 2,5 g de MgSO_4 anhydre afin d'assécher l'échantillon, (2) 20ml d'hexane, (3) 1,5 g de gel de silice, après passage au bain à ultrasons (10min afin de se départir des molécules polaires).

L'ensemble est brassé durant 10 min (agitateur à culbutage) puis, suite au dépôt du gel de silice, le surnageant est prélevé et introduit dans un vial avant d'être analysé par GC-FID (chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme) (figure D.2).

Figure D.2: Principe de fonctionnement du GC-FID

(tirée de ETS Laboratories, 2013)



L'échantillon est : (1) injecté dans le chromatographe ; (2) amené à haute température ce qui provoque sa volatilisation, (3) transporté par gaz porteur (hélium) et retenu différenciellement selon l'affinité pour les phases stationnaires, (4) ionisé en fin de

course par la flamme du FID : le courant électrique engendré est enregistré (pic du chromatogramme) et le temps associé permet la détermination de l'espèce organique en présence .(Panaiva, 2006).

Les résultats en ppm sont donnés selon la formule suivante (2.5) (CEAEQ, 2007) :

$$[C_{10}C_{50} \text{ dans l'échantillon}] = ([C_{10}C_{50} \text{ dosé}] \times \text{volume final de la solution dosée}) / \text{poids de l'échantillon} \quad (D.4)$$

Les volumes sont exprimés en ml.

D.2 Caractérisation *physico-chimique* des sols/sédiments de dragage

D.2.1 Analyse granulométrique

50 g d'échantillons, préalablement séchés à 60°C à l'étuve, sont passés au travers de tamis successifs, d'ouverture de maille allant de 2 mm à 38 µm. Chaque tamis intermédiaire présente une ouverture de maille 1/2 plus petite que le tamis précédent. Les fractions retenues par chacun des tamis sont pesées individuellement et ramenées en pourcentage par rapport au poids initial total de l'échantillon.

D.2.2 Teneur en MO

2 g d'échantillons < 2 mm, séchés à 60°C et pesés dans un creuset en porcelaine sont introduits dans un four à moufle équipé d'un contrôleur de chaleur (précision: +/- 5° C).

La température de combustion s'élève successivement à: (1) 375°C durant 1 h puis (2), 600°C pendant 6 h. À cette température, l'ensemble de l'échantillon est réduit en cendres.

Sortis du four, les échantillons sont placés dans un dessiccateur pendant la phase de refroidissement.

Le pourcentage de cendre est donné par la formule suivante:

$$\% \text{ cendre} = ((\text{poids final} - \text{poids du creuset vide}) / (\text{poids du creuset et du couvercle incluant l'échantillon brut} - \text{poids du creuset vide})) \times 100 \quad (\text{D.5})$$

avec:

poids final: poids creuset + couvercle + cendres;

poids du creuset vide: creuset + couvercle.

En outre,

$$\% \text{ CO} = 100 - \% \text{ de cendre} \quad (\text{D.6})$$

$$\% \text{ MO} = \% \text{ CO} \times 1,724 \quad (\text{D.7})$$

D.2.3 Teneur en eau

La teneur en eau est également déterminée conformément à la norme ASTM D2974 - 13 (1988):

$$\% \text{ wt} = (\text{poids de l'échantillon humide} - \text{poids de l'échantillon séché à l'étuve (60°C)}) / \text{poids de l'échantillon séché à l'étuve} \quad (\text{D.8})$$

D.2.4 Caractérisation minéralogique

La caractérisation minéralogique des sédiments de dragage s'est faite par spectrométrie de fluorescence X (FRX) et diffractométrie de rayon X (DRX).

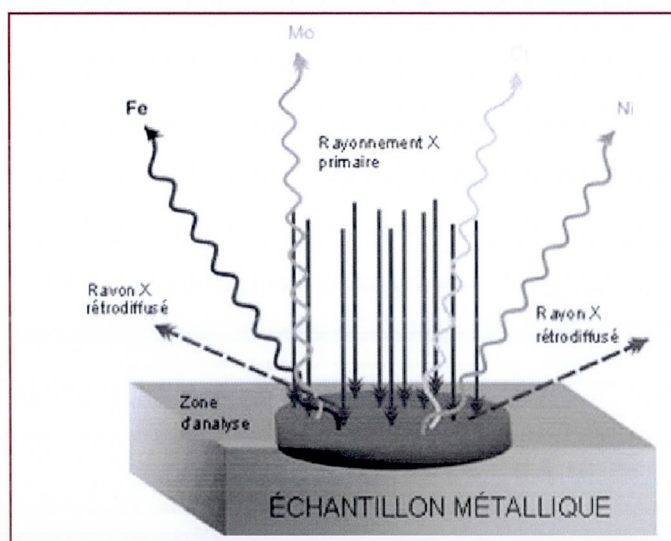
L'analyse FRX est réalisée sur des pastilles : 5 g d'échantillons de granulométrie inférieure à 38 μm sont combinés à un $\frac{1}{2}$ gramme d'acide borique, puis passés sous presse hydraulique automatique (25 t, 10 min).

Les comprimés d'acide borique (77,6 % O; 4,9 % H; 17,4 % C, pour $\frac{1}{2}$ gramme) servent de liant, ce qui améliore les propriétés mécaniques de l'échantillon.

Les rayons X réémis suite au bombardement primaire, par rayon X, des pastilles à analyser (figure D.3) sont caractéristiques des éléments métalliques en présence (Ressources naturelles Canada, 2010).

Figure D.3 : Principe de la spectrométrie de fluorescence X

(tirée de Ressources naturelles Canada, 2010)



Il est à noter que les concentrations en ETM obtenues par FRX sont représentatives des métaux *totaux*.

Quant à l'analyse DRX, elle se base sur les propriétés de diffraction des espèces cristallines selon la loi de Bragg:

$$2 d \sin \theta = n \lambda \quad (D.9)$$

avec :

d = distance inter réticulaire des plans ;

θ = demi-angle de déviation (moitié de l'angle (moitié de l'angle entre le faisceau incident et la direction du détecteur) ;

n = ordre de réflexion ;

λ = longueur d'onde des rayons X.

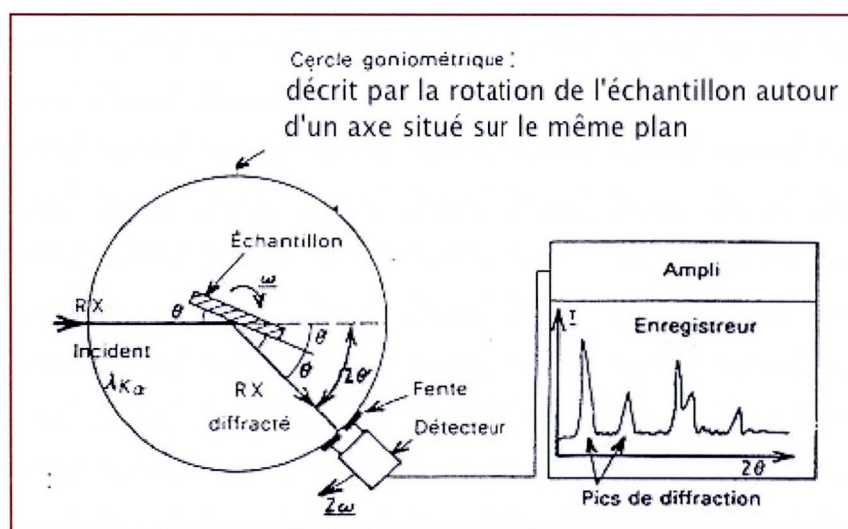
Expérimentalement, 5 g d'échantillon de granulométrie $< 38 \mu\text{m}$ sont placés sur une lame de verre, en rotation, permettant ainsi de faire varier l'angle d'incidence des rayons X (changement d'orientation des plans réticulaires) (figure D.4).

Le détecteur enregistre, en fin de course, l'intensité des rayons x diffractés.

La diffractométrie rayon X permet une estimation qualitative et semi-quantitative des espèces minéralogiques en présence.

Figure D.4 : Principe de la diffractométrie rayon X

(modifiée d'après Graziella, consultée mai 2013)



D.2.6 Multiparamètres (pH/conductivité) dans les sols/sédiments de dragage

Pour ce qui est des échantillons de sol, la MA. 200 - pH 1.1 stipule qu'un poids d'échantillon non séché doit être mis en contact avec un poids équivalent d'eau (ratio 1:1), puis agiter mécaniquement durant 5 min. La mesure de pH se faisant sur le surnageant après décantation du solide, ce ratio peut, néanmoins, être modifié afin d'avoir assez de fraction liquide pour pouvoir introduire la sonde. En l'occurrence, le ratio choisi est de 1:2.5.

Tout comme pour le pH, la mesure de conductivité est effectuée sur la portion liquide surnageante.

D.3 Caractérisation *environnementale* du couvert végétal

D.3.1 Métaux *extractibles totaux* dans les tissus végétaux

Le dosage des métaux extractibles totaux dans les tissus végétaux nécessite l'utilisation de peroxyde d'hydrogène en tant qu'agent oxydant (CEAEQ, 2012b). Trois étapes de chauffage à reflux sont toutefois nécessaires, au préalable : (1) l'une de 10 à 15 min qui consiste à minéraliser 0,5 g d'échantillon sec dans 10 ml d' HNO_3 50%; (2) l'échantillon liquide ainsi obtenu est minéralisé une deuxième fois avec 5 ml d' HNO_3 pur durant 30 min, puis une troisième fois (3) avec 5 ml d' HNO_3 pur supplémentaire.

Les étapes (1) (2) et (3) tout comme l'ensemble des étapes subséquentes sont toujours entrecoupées par une période de refroidissement de l'échantillon.

À la fin de la troisième étape, l'échantillon liquide est remis sur la plaque chauffante - sans verre de montre- et chauffé (sans ébullition) jusqu'à ce que l'évaporation conduise à un volume final de 5 ml. Si les deux premières étapes (1) et (2) de chauffage doivent se faire sans ébullition, la troisième (3) doit en être au seuil.

L'échantillon évaporé, on lui rajoute 2 ml d'eau et 3 ml de peroxyde d'hydrogène 30 %. Le bécher est ensuite placé sur une plaque chauffante pour entamer le processus oxydatif. Le peroxyde d'hydrogène 30% est ajouté graduellement par tranche de 1 ml pour atteindre 10 ml auquel on rajoute 5 ml d' HCl pur et 10 ml d'eau.

Intervient une dernière étape de chauffage à reflux pendant 15 min de l'ensemble. Le tout est filtré puis comblé jusqu'à 100 ml par de l'eau nanopure avant d'être dosé à l'ICP-AES

L'interprétation mathématique des résultats se fait de la même manière que pour les échantillons solides.

D.4 Caractérisation *environnementale* des fluides

D.4.1 Détermination des concentrations en métaux *extractibles totaux* dans les eaux de lixiviation

L'échantillon prélevé est acidifié à $\text{pH} < 2$ à l'aide d' HNO_3 dans la perspective de garder les métaux mobiles en solution. Les analyses subséquentes peuvent se faire dans un délai de 6 mois (exception faite du mercure), d'autant que l'échantillon liquide soit conservé à 4°C (CEAEQ, 2012c).

À l'instar des échantillons de sol, une minéralisation à chaud est réalisée : 40 ml de l'échantillon liquide sont introduits dans un tube de 50 ml dans lequel sont rajoutés 0,8 ml d' HCl 20 % et 0,8 ml d' HNO_3 20 %. Le tout est chauffé à reflux dans un bloc digesteur à 95°C durant 2h, puis passé à l'ICP-AES

La formule mathématique (D.11) utilisée pour déterminer les concentrations en métaux extractibles totaux dans les échantillons aqueux est similaire à celle utilisée pour les échantillons de sol (CEAEQ, 2011b) :

$$[\text{métal}_{\text{extrac.tot}}] = (([\text{métal}_{\text{extrac.tot}} \text{ dans la solution dosée}] - [\text{métal}_{\text{extrac.tot}} \text{ dans la solution témoin}]) * \text{volume final de l'échantillon}) / \text{volume initial de l'échantillon}$$

(D.11)

avec :

les concentrations exprimées en ppm ;

les volumes en ml ;

le blanc correspondant à une solution HNO_3 1 % .

D.4.2 Métaux *dissous* dans les eaux souterraines

D'après le CEAEQ (2010c), ce sont les métaux dissous qui sont communément dosés dans les eaux souterraines, et non les métaux extractibles totaux. Ce qui implique la nécessaire filtration de l'échantillon sur le terrain, avant acidification à $\text{pH} < 2$ pour conservation (CEAEQ, 2009b).

Aucune autre opération n'est nécessaire avant analyse à l'ICP-AES.

Mathématiquement, volume final et volume initial de l'échantillon étant équivalant au volume initial, les deux termes s'annulent d'où (D.12) :

$$[\text{métal}_{\text{extrac.tot.}}] = ([\text{métal}_{\text{extrac.tot.}} \text{ dans la solution dosée}] - [\text{métal}_{\text{extrac.tot.}} \text{ dans la solution témoin}]) \quad (\text{D.12})$$

D.4.3 Dosage des HAP dans l'eau de lixiviation et dans les eaux souterraines

Un volume de 800 ml d'échantillon est prélevé dans une bouteille d'extraction ($B_{\text{extrac.}}$) puis acidifié à $\text{pH} \leq 2$ avec de l'acide sulfurique (H_2SO_4) 50%. À ce mélange est additionné 25 ml d'une solution saturée de chlorure de sodium (NaCl).

En parallèle -dans une fiole indépendante- sont introduits 12,5 μl de la solution mère combinée des différents étalons à 100 ng/ μl (identique à celle utilisée pour le dosage dans les sols) et 0,5 g d'acétone (solution I). Le mélange ainsi préparé est intégré au

volume total de $B_{\text{extrac.}}$, avec également l'acétone (250 μl) ayant servi à la séquence de rinçage lors du transfert de la solution I vers $B_{\text{extrac.}}$.

$B_{\text{extrac.}}$ est agité manuellement (10 s) et mécaniquement à l'agitateur rotatif durant 30 min.

L'adsorption des contaminants est effective lors de la filtration par cartouche d'extraction en phase solide (C_{SPE}), préalablement conditionnée (section 7.3 de la MA. 400-SPE-BPC/C1bz/HAP 1.0). Les C_{SPE} modèle C_{18} employées sont constituées d'adsorbants à base de gel de silice greffé à 18 atomes de carbone (Supelco, 1998).

$B_{\text{extrac.}}$ est nettoyé : deux fois avec 30 ml d'eau nanopure (rinçage 1) ; deux fois avec 25 ml de dichlorométhane (rinçage 2). Les liquides de rinçage sont à chaque fois filtrés par C_{SPE} . Le dichlorométhane utilisé sert à la mobilisation des espèces organiques fixées par le gel de silice modifié contenu dans les C_{SPE} .

Les éluats sont asséchés par passage sur une colonnette de Na_2SO_4 , puis recueillis dans un ballon de 250 ml à partir duquel ils seront évaporés jusqu'à un volume de 1 ml ($V1_{\text{conc.}}$).

Une seconde étape de concentration à 175 μl ($V2_{\text{conc.}}$) est réalisée sous jet d'azote, après transfert des éluats dans des vials ambrés de 250 μl .

Finalement, 50 μl de la solution mère combinée des différents étalons à 10 ng/ μl (identique à celle utilisée pour le dosage dans les sols) est ajouté à $V1_{\text{conc.}}$, puis comblé à 250 μl avec de l'isooctane.

L'ensemble est agité mécaniquement et dosé au GC/MS.

L'expression mathématique des résultats est donnée par la formule (D.13) suivante (CEAEQ, 2009a) :

$$[\text{HAP dans l'échantillon}] = \frac{[\text{HAP dans l'éluat final}] \times \text{volume de l'éluat final}}{\text{volume initial d'échantillon dosé}} \quad (\text{D.13})$$

Avec :

[HAP dans l'échantillon] en $\mu\text{g} / \text{l}$;

[HAP dans l'éluat final] en $\text{ng} / \mu\text{l}$;

volume de l'éluat final en ml ;

volume initial d'échantillon dosé en l .

D.4.4 Dosage des hydrocarbures pétroliers dans les eaux souterraines et de lixiviation contenant moins de 1 cm de particules dans le fond du contenant.

L'objectif -comme dans le dosage des $\text{C}_{10}\text{-C}_{50}$ dans les sols- est d'utiliser l'hexane comme extractant (CEAEQ, 2007).

Après acidification à $\text{pH} \leq 2$ (H_2SO_4 50%) 800 ml de l'échantillon sont : (1) transférés dans une bouteille à goulot étroit de 1 L ; (2) combiné à 50 ml d'hexane ayant préalablement servi à extraire les hydrocarbures fixés aux parois de la bouteille d'échantillonnage (étape du rinçage) ; (3) agité à la main durant 10 s, puis mécaniquement, toute une nuit, à l'aide d'un agitateur rotatif ; (4) décantés dans une ampoule jusqu'à ce que la phase organique puisse se distinguer de la phase aqueuse.

La phase organique est prélevée et asséchée le long d'une colonnette de Na_2SO_4 anhydre puis introduite dans une fiole de 100 ml ; la phase aqueuse restante (solution

I), à laquelle on rajoute 30 ml d'hexane, subit une seconde étape de séparation (agitation manuelle et mécanique) et de récupération de phase.

Le volume de la solution I est mesuré : il sert, en fin de course, à l'expression mathématique des résultats.

Par la suite, le volume de la fiole comprenant la phase organique est amené à 100 ml avec de l'hexane (solution II), après nettoyage préalable de la colonnette ainsi que de l'ampoule de décantation.

C'est à ce stade expérimental qu'intervient le gel de silice : 0,75 g additionné à 10 ml de la solution II dans tube téflon. L'ensemble est agité 10 min et l'hexane est prélevé, après dépôt du gel de silice, pour être analysé à l'ICP AES.

Mathématiquement (CEAEQ, 2007) :

$$[C_{10}C_{50} \text{ dans l'échantillon}] = ([C_{10}C_{50} \text{ dosé}] \times \text{volume final de la solution dosée}) / \text{volume de l'échantillon} \quad (D.14)$$

Les volumes sont exprimés en ml.

D.4.5 Test d'écotoxicité sur les fluides

Préparation du milieu de culture: des quantités spécifiques de solutions stocks (tableau D.1) sont introduites dans un ballon jaugé, puis comblé jusqu'à 1 L par de l'eau nanopure. La solution finale est transférée dans une bouteille de 1 L en pyrex avant d'être autoclavée.

Tableau D.1 : Préparation du milieu de culture *Lemna gibba*

(modifié d'après Frankart, Eullaffroy et Vernet, 2002)

# Solution	Produits	V final de la solution stock	V _{stock} / 1 litre de milieu
1	KNO ₃ → 4,04 g KH ₂ PO ₄ → 1,006 g K ₂ HPO ₄ → 0,576 g	100 ml	5 ml
2	MgSO ₄ • 7 H ₂ O → 4,96 g CaCl ₂ → 1,11 g (1.469 g pour CaCl ₂ • 2H ₂ O) H ₃ BO ₃ → 572 mg MnCl ₂ → 282 mg	1 litre	10 ml
3	ZnSO ₄ → 60 mg (107 mg pour ZnSO ₄ • 7H ₂ O) (NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ • 4H ₂ O → 4,3 mg CoCl ₂ • 6H ₂ O → 5,4 mg (3,6 mg pour CoCl ₂ • 2H ₂ O)	100 ml	1 ml
4	FeSO ₄ • 7H ₂ O → 120 mg K ₂ SO ₄ → 348 mg	100 ml	5 ml
5	CuCl ₂ • 2H ₂ O → 7,8 mg	100 ml	1 ml
6	Na ₂ EDTA → 1g	100 ml	1 ml

Milieu aqueux reconstitué :

En laboratoire, une solution stock de 1000 ppm est préparée à partir du milieu de culture⁴⁷ : 0,43978g de ZnSO₄•7 H₂O sont dissous dans 100 ml du milieu *Lemna*.

Les volumes nécessaires de la solution stock pour obtenir les concentrations désirées sont indiqués dans le tableau D.2

⁴⁷ : Le milieu de culture initiale -jugé optimal- de *Lemna gibba* comprend déjà 0,6 ppm de ZnSO₄ à la base (Frankart, Eullaffroy et Vernet, 2002)

Les contenants sont comblés à 100 ml avec de l'eau nanopure.

Tableau D.2: Préparation des solutions à 8 ppm, 15 ppm et 20 ppm à partir de la solution stock

[ZnSO ₄] final	V final	V stock (mL)
0,6 ppm	100 mL	0
8 ppm	100 mL	0,74
15 ppm	100 mL	1,44 (2x0,72)
20 ppm	100 mL	1,94 (2x0,97)

Parmi les différentes espèces de *Lemna* répertoriées, *Lemna gibba* est la plus indiquée dans le cadre de cette étude puisqu'elle apparaît comme la plus sensible aux variations des concentrations en ZnSO₄ (Lahive, Halloran et Jansen, 2011).

Le tableau D.3 illustre la répartition des milieux de culture sur la microplaque.

Tableau D.3 : Répartition des milieux de culture sur la microplaque

Milieu	[ZnSO ₄]					
A	0.6 ppm	0.6 ppm	0.6 ppm	0.6 ppm	0.6 ppm	0.6 ppm
B	8 ppm	8 ppm	8 ppm	8 ppm	8 ppm	8 ppm
C	15 ppm	15 ppm	15 ppm	15 ppm	15 ppm	15 ppm
D	20 ppm	20 ppm	20 ppm	20 ppm	20 ppm	20 ppm

La ligne A correspond au Ctrl (milieu de culture initial).

Eau d'exhaure : la première ligne constitue notre essai témoin ; les *Lemna gibba* se développent dans leur milieu originel de culture.

Les lignes suivantes correspondent aux milieux tests, soit les eaux de lixiviation issues des différents regards.

Le tableau D.4 indique la distribution des milieux sur la microplaque expérimentale.

Zn est présent sous la forme ZnSO₄ dans le milieu de culture d'origine A (Ctrl); pour ce qui est des eaux de lixiviations (milieu B, C, D, E, F), les concentrations exprimées correspondent au Zn extractible total sans précision sur la fraction à laquelle il est associé.

Tableau D.4 : Répartition des milieux de culture sur la microplaque.

Milieu					
A	0.6 ppm	0.6 ppm	0.6 ppm	0.6 ppm	[ZnSO ₄]
B	2.9 ppm	2.9 ppm	2.9 ppm	2.9 ppm	[Zn extract. total]
C	1 ppm	1 ppm	1 ppm	1 ppm	[Zn extract. total]
D	1 ppm	1 ppm	1 ppm	1 ppm	[Zn extract. total]
E	1 ppm	1 ppm	1 ppm	1 ppm	[Zn extract. total]
F	1.1 ppm	1.1 ppm	1.1 ppm	1.1 ppm	[Zn extract. total]

La ligne A correspond au Ctrl (milieu de culture initial). Milieu B : regard 2 ; milieu C : regard 3 ; milieu D : regard 4 ; milieu E : regard 5 ; milieu F : regard 6.

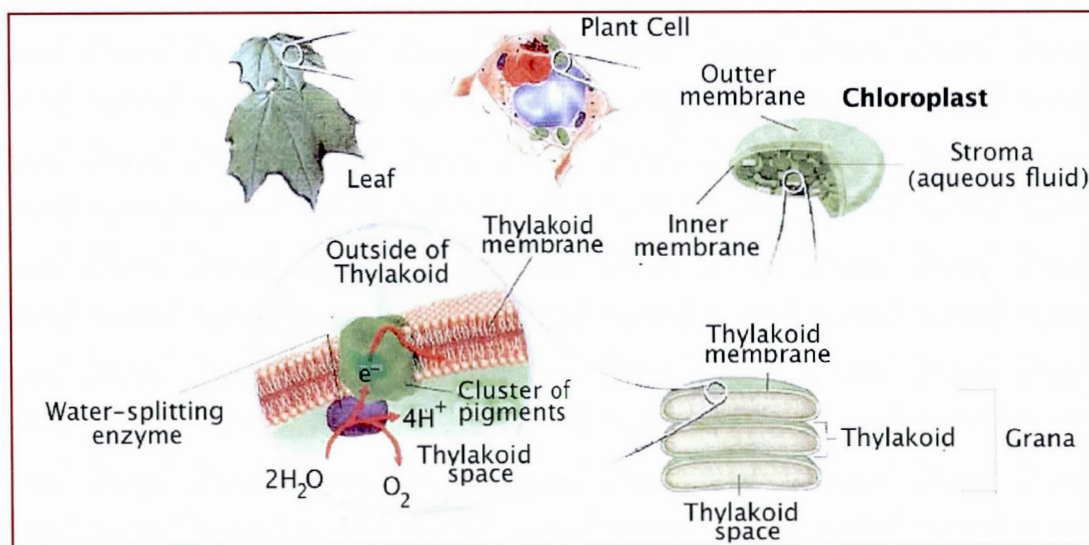
Principe de la fluorimétrie PAM: au temps 0 -début des essais-, la microplaque jusqu'alors soumise à un éclairage de l'ordre de $100 \mu\text{Em}^{-2} \text{s}^{-1}$ (néon fluorescent), est placée 30 min dans l'obscurité afin de «relâcher» (quinones oxydées) le photosystème II -PII-.

PII, situé dans les grana (figure), est impliqué dans les réactions de réduction des quinones - accepteur primaire d'électrons au niveau de la membrane des thylakoïdes-, corollaire de la photooxydation de l'eau (Sedoud, 2011).

Le photosystème I (PI) est quant à lui, localisé dans les stroma (figure D.5). L'énergie lumineuse suffit à la libération d'électrons, précurseur des réactions de réduction dans PI (Nelson et Yocum, 2006)

Figure D.5 : Chloroplaste et structure interne

(modifiée de Vincent, 2006)



Une fois PI et PII «relâchés», la microplaque est soumise à une lumière modulée de $1\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Perreault *et al.*, 2010). Cette intensité est trop faible pour enclencher les mécanismes de réduction des accepteurs primaires d'électrons : la fluorescence mesurée $-F_0-$ correspond à la fluorescence chlorophyllienne de base issue majoritairement de PII (figure D.6).

D'après (Dau, 1994 ; Perreault, 2008 ; Saison, 2009), PI présente une fluorescence constante, insignifiante par rapport à celle émise par PII.

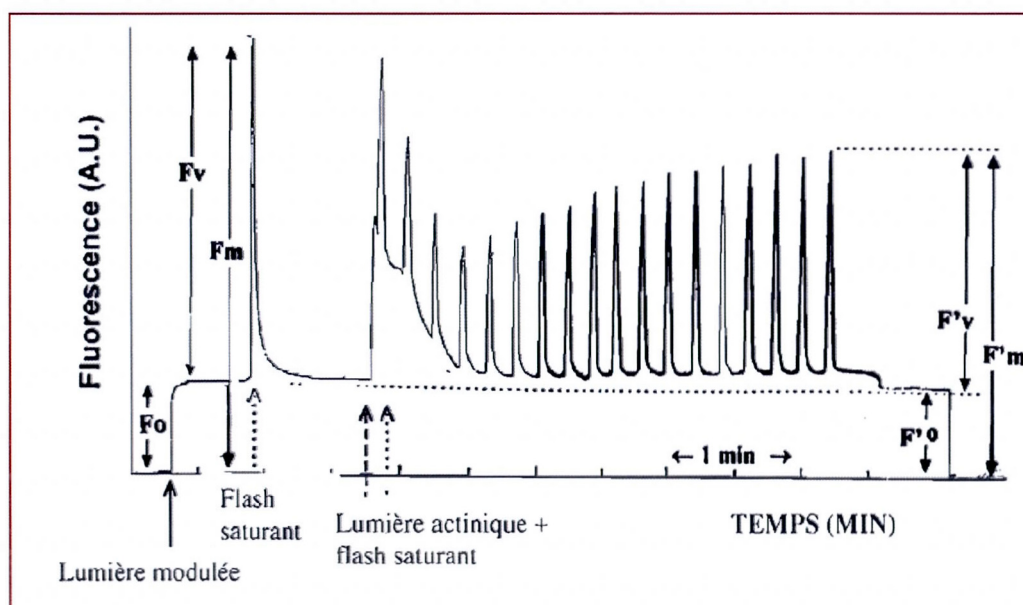
En ce sens, les résultats obtenus par PAM rendent principalement compte, de l'influence d'un contaminant donné sur PII.

Fluorescence maximale $-F_M-$ et fluorescence à l'équilibre $-F_s-$ sont obtenues respectivement par l'application : (1) d'un flash saturant (0,8 s) autour de $5000\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$, visant la réduction maximale des quinones ; (2) d'une lumière actinique, de plus

faible intensité ($100 \mu\text{Em}^{-2} \text{ s}^{-1}$) dont la durée d'application permet la succession des stades photosynthétiques (principalement réduction des différents accepteurs d'électrons et transport) jusqu'à l'atteinte d'un certain équilibre réactionnel (Perreault *et al.*, 2010).

Figure D.6: Cinétique de fluorescence modulée mesurée à l'aide d'un fluorimètre PAM

(modifiée d'après Saison, 2009)



Un nouveau flash saturant ($5000 \mu\text{Em}^{-2} \text{ s}^{-1}$) est appliqué 0,8 s à l'état d'équilibre: la fluorescence émise - F'_M est un indice de l'état des centres réactionnels associés à PII: plus il y a de centres ouverts, plus il y a de transport d'électrons et plus F'_M est faible («quenching» photochimique) (Perreault, 2008).

F'_o correspond à la fluorescence émise lorsque les centres réactionnels de PII sont ouverts à l'état d'équilibre (Perreault *et al.*, 2010).

La différence entre F_M et F_o est un indice du nombre de centre réactionnel ouvert en condition saturante pour *Lemna gibba* adaptée à l'obscurité. On la définit comme la fluorescence variable : F_v (Saison, 2009).

Pour *Lemna gibba* adaptée à la lumière, c'est la différence entre F'_m et F'_o qui est considérée : F'_v .

APPENDICE E

TABLEAUX DE DONNÉES

E.1 Caractérisation des eaux *souterraines* avant le début de l'expérimentation pilote⁴⁸**Tableau E.1 : Concentrations en métaux dissous dans les piézomètres⁴⁹**

Paramètre	Piézomètres			Critères d'eau souterraine (µg/L)	
	P1	P2	P3	Aux fins de consommation	Résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts
Cd (µg/L)	<0,80	<0,80	<0,80	5	2,1
Cr (µg/L)	<10,00	10,00	<10,00	50	-
Co (µg/L)	<20,00	<20,00	<20,00	-	500
Cu (µg/L)	<3,0	<3,0	<3,0	1000	7,3
Ni (µg/L)	3,60	6,40	6,70	20	260
Pb (µg/L)	1,00	1,00	1,00	10	34
Zn (µg/L)	8,30	5,40	5,60	5000	67

⁴⁸ Les concentrations en HAP et en hydrocarbures pétroliers mesurées sont également toutes en dessous des normes en vigueur (PPSRTC).

⁴⁹ P1 : piézomètre amont ; P2 et P3 : piézomètres aval

E.2 Caractérisation initiale (T₀) des sols/sédiments de dragageE.2.1 Caractérisation *environnementale* des sols/sédiments de dragageTableau E.2 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 1 (témoin) -T₀-

Paramètre	Nombre d'échantillons	Sol en surface (0-15cm)				Critères de sol PPSRTC (mg/kg)		
		Médiane	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	A	B	C
Cr (mg/kg)	3	22,50	33,00 ± 10,5	<45,00	54,00	85	250	800
Zn (mg/kg)	3	<100,00	<100,00	<100,00	<100,00	110	500	1500
Ni (mg/kg)	3	15,00	21,33 ± 6,33	<30,00	34,00	50	100	500
Cu (mg/kg)	3	<40,00	<40,00	<40,00	<40,00	40	100	500
Pb (mg/kg)	3	<30,00	<30,00	<30,00	<30,00	50	500	1000
As (mg/kg)	3	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	6	30	50
Ba (mg/kg)	3	87,00	92,33 ± 15,25	69,00	121,00	200	500	2000
Cd (mg/kg)	3	<0,90	<0,90	<0,90	<0,90	1,5	5	20
Co (mg/kg)	3	<15,00	<15,00	<15,00	<15,00	15	50	300
Sn (mg/kg)	3	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	5	50	300
Mn (mg/kg)	3	389,00	392,33 ± 64,11	283,00	505,00	770	1000	2200
Mo (mg/kg)	3	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	2	10	40
Se (mg/kg)	3	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	1	3	10

Tableau E.3 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 2 -T₀-

Paramètre	Nombre d'échantillons	Sol en surface (0-15cm)				Critères de sol PPSRTC (mg/kg)		
		Médiane	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	A	B	C
Cr (mg/kg)	3	87,00	110,67 ± 40,73	55,00	190,00	85	250	800
Zn (mg/kg)	3	162,00	210,67 ± 76,16	110,00	360,00	110	500	1500
Ni (mg/kg)	3	46,00	54,00 ± 16,09	31,00	85,00	50	100	500
Cu (mg/kg)	3	67,00	92,33 ± 37,97	43,00	167,00	40	100	500
Pb (mg/kg)	3	54,00	75,00 ± 27,22	42,00	129,00	50	500	1000
As (mg/kg)	3	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	6	30	50
Ba (mg/kg)	3	99,00	103,00 ± 19,16	72,00	138,00	200	500	2000
Cd (mg/kg)	3	1,10	1,22 ± 0,48	<0,90	2,10	1,5	5	20
Co (mg/kg)	3	18,00	19,17 ± 7,10	<15,00	32,00	15	50	300
Sn (mg/kg)	3	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	5	50	300
Mn (mg/kg)	3	341,00	383,67 ± 65,90	297,00	513,00	770	1000	2200
Mo (mg/kg)	3	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	2	10	40
Se (mg/kg)	3	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	1	3	10

0,0 : plage A-B ; 0,0 : plage B-C ; 0,0 : valeur limite

Tableau E.4 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 3 -T₀-

Paramètre	Sol en surface (0-15cm)				Critères de sol PPSRTC (mg/kg)			
	Nombre d'échantillons	Médiane	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	A	B	C
Cr (mg/kg)	3	89,00	87,33 ± 19,94	52,00	121,00	85	250	800
Zn (mg/kg)	3	150,00	149,33 ± 27,14	102,00	196,00	110	500	1500
Ni (mg/kg)	3	50,00	44,00 ± 15,31	<30,00	67,00	50	100	500
Cu (mg/kg)	3	70,00	63,33 ± 23,33	<40,00	100,00	40	100	500
Pb (mg/kg)	3	69,00	116,33 ± 52,93	58,00	222,00	50	500	1000
As (mg/kg)	3	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	6	30	50
Ba (mg/kg)	3	97,00	96,33 ± 6,36	85,00	107,00	200	500	2000
Cd (mg/kg)	3	1,00	0,92 ± 0,25	<0,90	1,30	1,5	5	20
Co (mg/kg)	3	20,00	18,17 ± 5,70	<15,00	27,00	15	50	300
Sn (mg/kg)	3	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	5	50	300
Mn (mg/kg)	3	335,00	331,33 ± 22,88	290,00	369,00	770	1000	2200
Mo (mg/kg)	3	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	2	10	40
Se (mg/kg)	3	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	1	3	10

0,0 : plage A-B ; 0,0 : valeur limite

Tableau E.5 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 4 -T₀-

Paramètre	Sol en surface (0-15cm)				Critères de sol PPSRTC (mg/kg)			
	Nombre d'échantillons	Médiane	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	A	B	C
Cr (mg/kg)	3	69,00	86,33 ± 23,05	58,00	132,00	85	250	800
Zn (mg/kg)	3	153,00	160,00 ± 33,38	106,00	221,00	110	500	1500
Ni (mg/kg)	3	46,00	49,67 ± 5,24	43,00	60,00	50	100	500
Cu (mg/kg)	3	74,00	77,33 ± 12,81	57,00	101,00	40	100	500
Pb (mg/kg)	3	50,00	66,67 ± 20,27	43,00	107,00	50	500	1000
As (mg/kg)	3	2,50	5,13 ± 2,63	<5,00	10,40	6	30	50
Ba (mg/kg)	3	84,00	82,67 ± 9,26	66,00	98,00	200	500	2000
Cd (mg/kg)	3	1,00	1,07 ± 0,12	0,90	1,30	1,5	5	20
Co (mg/kg)	3	21,00	19,67 ± 1,86	16,00	22,00	15	50	300
Sn (mg/kg)	3	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	5	50	300
Mn (mg/kg)	3	302,00	288,67 ± 22,93	244,00	320,00	770	1000	2200
Mo (mg/kg)	3	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	2	10	40
Se (mg/kg)	3	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	1	3	10

0,0 : plage A-B ; 0,0 : plage B-C

Tableau E.6 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 5 -T₀-

Paramètre	Nombre d'échantillons	Sol en surface (0-15cm)				Critères de sol PPSRTC (mg/kg)		
		Médiane	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	A	B	C
Cr (mg/kg)	3	148,00	137,67 ± 22,26	95,00	170,00	85	250	800
Zn (mg/kg)	3	268,00	276,00 ± 51,54	191,00	369,00	110	500	1500
Ni (mg/kg)	3	75,00	69,67 ± 6,36	57,00	77,00	50	100	500
Cu (mg/kg)	3	130,00	132,33 ± 9,02	118,00	149,00	40	100	500
Pb (mg/kg)	3	101,00	96,33 ± 17,48	64,00	124,00	50	500	1000
As (mg/kg)	3	5,50	4,63 ± 1,07	<5,00	5,90	6	30	50
Ba (mg/kg)	3	132,00	122,33 ± 16,60	90,00	145,00	200	500	2000
Cd (mg/kg)	3	1,80	1,90 ± 0,44	1,20	2,70	1,5	5	20
Co (mg/kg)	3	29,00	26,00 ± 3,00	20,00	29,00	15	50	300
Sn (mg/kg)	3	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	5	50	300
Mn (mg/kg)	3	382,00	378,00 ± 44,50	299,00	453,00	770	1000	2200
Mo (mg/kg)	3	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	2	10	40
Se (mg/kg)	3	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	1	3	10

0,0 : plage A-B ; 0,0 : plage B-C

Tableau E.7: Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 6 -T₀-

Paramètre	Sol en surface (0-15cm)					Critères de sol PPSRTC (mg/kg)		
	Nombre d'échantillons	Médiane	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	A	B	C
Cr (mg/kg)	3	88,00	93,67 ± 8,84	82,00	111,00	85	250	800
Zn (mg/kg)	3	172,00	175,00 ± 11,93	156,00	197,00	110	500	1500
Ni (mg/kg)	3	58,00	56,33 ± 6,12	45,00	66,00	50	100	500
Cu (mg/kg)	3	78,00	81,33 ± 10,53	65,00	101,00	40	100	500
Pb (mg/kg)	3	61,00	60,67 ± 1,45	58,00	63,00	50	500	1000
As (mg/kg)	3	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	6	30	50
Ba (mg/kg)	3	96,00	95,67 ± 3,76	89,00	102,00	200	500	2000
Cd (mg/kg)	3	1,20	1,27 ± 0,12	1,10	1,50	1,5	5	20
Co (mg/kg)	3	21,00	21,33 ± 2,03	18,00	25,00	15	50	300
Sn (mg/kg)	3	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	5	50	300
Mn (mg/kg)	3	319,00	333,67 ± 16,19	316,00	366,00	770	1000	2200
Mo (mg/kg)	3	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	2	10	40
Se (mg/kg)	3	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	1	3	10

0,0 : plage A-B ; 0,0 : plage B-C ; 0,0 : valeur limite

Tableau E.8 : Concentrations moyennes en C₁₀C₅₀ et HAP dans le bassin 1 (témoin) -T₀-

Paramètre	Nombre d'échantillons	Sol en surface (0-15cm)				Critères de sol PPSRTC (mg/kg)		
		Médiane	Moyenne	Min.	Max.	A	B	C
C ₁₀ C ₅₀	3	<100,00	<100,00	<100,00	<100,00	300	700	3500
Benzo(a)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Benzo(a)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Benzo(b,j,k)fluoranthène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Chrysène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Fluoranthène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Phénanthrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	5	50
Pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Acénaphthène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Acénaphthylène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(c)phénanthrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(g,h,i)peryène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,i)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,i)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Diméthyl-7,12benzo(a)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Fluorène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	10
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Méthyl-3cholantrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Naphtalène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	5	50

Tableau E.9 : Concentrations moyennes en C₁₀C₅₀ et HAP dans le bassin 2 -T₀-

Paramètre	Sol en surface (0-15cm)				Critères de sol PPSRTC (mg/kg)			
	Nombre d'échantillons	Médiane	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	A	B	C
C ₁₀ C ₅₀	3	1020,00	1006,67 ± 92,62	840,00	1160,00	300	700	3500
Benzo(a)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Benzo(a)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Benzo(b,j,k)fluoranthène	3	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	1	10
Chrysène	2	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Fluoranthène	3	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	10	100
Phénanthrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	5	50
Pyrène	3	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	10	100
Acénaphthène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Acénaphthylène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(c)phénanthrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(g,h,i)pérylène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,i)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,l)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Diméthyl-7,12benzo(a)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Fluorène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	10
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Méthyl-3cholantrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Naphtalène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	5	50

0,0 : plage B-C ; 0,0 : valeur limite

Tableau E.10 : Concentrations moyennes en C₁₀C₅₀ et HAP dans le bassin 3 -T₀-

Paramètre	Sol en surface (0-15cm)				Critères de sol PPSRTC (mg/kg)			
	Nombre d'échantillons	Médiane	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	A	B	C
C ₁₀ C ₅₀	3	820,00	740,00 ± 200,33	360,00	1040,00	300	700	3500
Benzo(a)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Benzo(a)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Benzo(b,j,k)fluoranthène	3	0,10	0,12 ± 0,04	<0,10	0,20	0,10	1	10
Chrysène	3	<0,10	0,07 ± 0,02	<0,10	0,10	0,10	1	10
Fluoranthène	3	0,10	0,12 ± 0,04	<0,10	0,20	0,10	10	100
Phénanthrène	3	<0,10	0,07 ± 0,02	<0,10	0,10	0,10	5	50
Pyrène	3	0,10	0,12 ± 0,04	<0,10	0,20	0,10	10	100
Acénaphthène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Acénaphthylène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(c)phénanthrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(g,h,i)peryène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,i)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,l)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Diméthyl-7,12benzo(a)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Fluorène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	10
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Méthyl-3cholantrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Naphtalène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	5	50

0,0 : plage A-B ; 0,0 : plage B-C; 0,0 : valeur limite

Tableau E.11 : Concentrations moyennes en C₁₀C₅₀ et HAP dans le bassin 4 -T₀-

Paramètre	Nombre d'échantillons	Sol en surface (0-15cm)				Critères de sol PPSRTC (mg/kg)		
		Médiane	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	A	B	C
C₁₀C₅₀	3	670,00	730,00 ± 290,23	260,00	1260,00	300	700	3500
Benzo(a)anthracène	3	0,10	0,12 ± 0,04	<0,10	0,20	0,10	1	10
Benzo(a)pyrène	3	0,10	0,12 ± 0,04	<0,10	0,20	0,10	1	10
Benzo(b,i,k)fluoranthène	3	0,30	0,27 ± 0,03	0,20	0,30	0,10	1	10
Chrysène	3	0,20	0,17 ± 0,03	0,10	0,20	0,10	1	10
Fluoranthène	3	0,30	0,30 ± 0,06	0,20	0,40	0,10	10	100
Phénanthrène	3	0,20	0,20 ± 0,06	0,10	0,30	0,10	5	50
Pyrène	3	0,30	0,23 ± 0,07	0,10	0,30	0,10	10	100
Acénaphthène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Acénaphthylène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(c)phénanthrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(g,h,i)peryène	3	0,10	0,08 ± 0,02	<0,10	0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,i)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,l)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Diméthyl-7,12benzo(a)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Fluorène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	10
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Méthyl-3cholanthrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Naphtalène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	5	50

0,0 : plage A-B ; 0,0 : plage B-C; 0,0 : valeur limite

Tableau E.12 : Concentrations moyennes en C₁₀C₅₀ et HAP dans le bassin 5 -T0-

Paramètre	Nombre d'échantillons	Sol en surface (0-15cm)				Critères de sol PPSRTC (mg/kg)		
		Médiane	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	A	B	C
C ₁₀ C ₅₀	3	1200,00	1716,67 ± 567,40	1100,00	2850,00	300	700	3500
Benzo(a)anthracène	3	0,10	0,12 ± 0,04	<0,10	0,20	0,10	1	10
Benzo(a)pyrène	3	0,10	0,12 ± 0,04	<0,10	0,20	0,10	1	10
Benzo(b,j,k)fluoranthène	3	0,30	0,27 ± 0,03	0,20	0,30	0,10	1	10
Chrysène	3	0,20	0,17 ± 0,03	0,10	0,20	0,10	1	10
Fluoranthène	3	0,30	0,30	0,30	0,30	0,10	10	100
Phénanthrène	3	0,30	0,27 ± 0,03	0,20	0,30	0,10	5	50
Pyrène	3	0,30	0,30 ± 0,06	0,20	0,40	0,10	10	100
Acénaphthène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Acénaphthylène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(c)phénanthrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(g,h,i)pérylène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,i)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,i)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Diméthyl-7,12benzo(a)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Fluorène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	10
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Méthyl-3cholanthrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Naphtalène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	5	50

0,0 : plage A-B ; 0,0 : plage B-C; 0,0 : valeur limite

Tableau E.13 : Concentrations moyennes en C₁₀C₅₀ et HAP dans le bassin 6 -T₀-

Paramètre	Sol en surface (0-15cm)				Critères de sol PPSRTC (mg/kg)			
	Nombre d'échantillons	Médiane	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	A	B	C
C ₁₀ C ₅₀	3	600,00	836,67 ± 251,82	570,00	1340,00	300	700	3500
Benzo(a)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Benzo(a)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Benzo(b,j,k)fluoranthène	3	0,10	0,12 ± 0,04	<0,10	0,20	0,10	1	10
Chrysène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Fluoranthène	3	0,10	0,12 ± 0,04	<0,10	0,20	0,10	10	100
Phénanthrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	5	50
Pyrène	3	0,10	0,12 ± 0,04	<0,10	0,20	0,10	10	100
Acénaphthène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Acénaphthylène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	100
Anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(c)phénanthrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Benzo(g,h,i)peryène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,i)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,h)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Dibenzo(a,i)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Diméthyl-7,12benzo(a)anthracène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	100
Fluorène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	10	10
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Méthyl-3cholantrène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	1	10
Naphtalène	3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,10	5	50

0,0 : plage A-B ; 0,0 : plage B-C 0,0 : valeur limite

E.2.2 Caractérisation *physico-chimique* des sols/sédiments de dragage

Tableau E.14 : Résultats FRX

Paramètres	Nombre d'échantillons	Bassins expérimentaux					
		B1	B2	B3	B4	B5	B6
		Moyenne ± Erreur standard	Moyenne ± Erreur standard	Moyenne ± Erreur standard	Moyenne ± Erreur standard	Moyenne ± Erreur standard	Moyenne ± Erreur standard
CO ₂	3	0,00 % ± 0,00	3,18 % ± 0,00	2,81 % ± 0,00	9,24 % ± 0,03	6,14 % ± 0,00	6,57 % ± 0,01
Na ₂ O	3	3,46 % ± 0,00	2,68 % ± 0,00	2,73 % ± 0,00	2,57 % ± 0,00	2,67 % ± 0,00	2,69 % ± 0,00
MgO	3	3,64 % ± 0,00	3,16 % ± 0,00	3,11 % ± 0,00	2,87 % ± 0,00	2,94 % ± 0,00	2,89 % ± 0,00
Al ₂ O ₃	3	16,08 % ± 0,00	15,59 % ± 0,00	15,35 % ± 0,00	14,32 % ± 0,00	14,73 % ± 0,00	14,76 % ± 0,00
SiO ₂	3	61,72 % ± 0,00	57,71 % ± 0,00	57,95 % ± 0,00	54,00 % ± 0,02	55,61 % ± 0,00	56,47 % ± 0,01
P ₂ O ₅	3	0,30 % ± 0,00	0,52 % ± 0,00	0,54 % ± 0,00	0,60 % ± 0,00	0,55 % ± 0,00	0,57 % ± 0,00
S	3	707,33 PPM ± 62,33	-	-	-	-	-
SO ₃	3	-	0,48 % ± 0,00	0,45 % ± 0,00	0,47 % ± 0,00	0,45 % ± 0,00	0,42 % ± 0,00
K ₂ O	3	2,82 % ± 0,00	2,73 % ± 0,00	2,68 % ± 0,00	2,57 % ± 0,00	2,59 % ± 0,00	2,67 % ± 0,00
CaO	3	5,79 % ± 0,00	4,04 % ± 0,00	4,17 % ± 0,00	4,51 % ± 0,00	4,76 % ± 0,00	4,25 % ± 0,00
TiO ₂	3	0,74 % ± 0,00	2,40 % ± 0,00	2,55 % ± 0,00	2,13 % ± 0,00	2,33 % ± 0,00	1,98 % ± 0,00
V	3	0,00 PPM ± 0,00	174,30 PPM ± 1,20	170,33 PPM ± 20,90	140,00 PPM ± 8,32	169,00 PPM ± 11,53	152,33 PPM ± 3,71
Cr	3	157,00 PPM ± 4,00	277,67 PPM ± 7,22	285,33 PPM ± 14,68	235,33 PPM ± 8,95	247,00 PPM ± 8,14	219,33 PPM ± 7,54
Mn	3	757,33 PPM ± 1,67	714,67 PPM ± 34,07	685,33 PPM ± 17,02	693,33 PPM ± 23,95	771,00 ± 74,84	880,67 PPM ± 92,21
Fe ₂ O ₃	3	4,96 % ± 0,00	7,09 % ± 0,00	7,24 % ± 0,00	6,37 % ± 0,00	6,84 % ± 0,00	6,32 % ± 0,00
Ni	3	54,33 PPM ± 1,33	88,33 PPM ± 2,40	87,67 PPM ± 4,10	75,33 PPM ± 1,20	79,00 PPM ± 1,53	68,33 PPM ± 3,92
Cu	3	60,00 PPM ± 0,00	125,67 PPM ± 4,33	125,00 PPM ± 16,82	104,33 PPM ± 1,67	116,33 PPM ± 6,23	104,33 PPM ± 6,94
Zn	3	84,00 PPM ± 11,00	258,00 PPM ± 7,37	256,33 PPM ± 39,34	233,67 PPM ± 2,85	263,33 PPM ± 10,48	283,33 PPM ± 37,24
Rb	3	61,33 PPM ± 1,33	64,33 PPM ± 1,86	62,33 PPM ± 2,19	52,67 PPM ± 1,45	57,33 PPM ± 1,45	57,33 PPM ± 1,20
Sr	3	391,67 PPM ± 1,67	291,00 PPM ± 1,00	299,33 PPM ± 11,29	296,00 PPM ± 14,15	306,33 PPM ± 7,22	301,00 PPM ± 1,15
Zr	3	379,67 PPM ± 46,67	446,33 PPM ± 7,06	465,67 PPM ± 28,20	500,67 PPM ± 26,86	472,67 PPM ± 14,84	429,67 PPM ± 12,91
Ba	3	222,67 PPM ± 222,67	0,00 PPM ± 0,00	0,00 PPM ± 0,00	0,00 PPM ± 0,00	0,00 PPM ± 0,00	0,00 PPM ± 0,00
Cl	3	0,00 PPM ± 0,00	114,00 PPM ± 114	175,00 PPM ± 87,52	0,00 PPM ± 0,00	0,00 PPM ± 0,00	332,50 PPM ± 55,93
Pb	3	0,00 PPM ± 0,00	0,00 PPM ± 0,00	34,00 PPM ± 34,00	0,00 PPM ± 0,00	30,33 PPM ± 30,33	0,00 PPM ± 0,00

E.3 : Caractérisation des eaux de lixiviation (T_0-T_1)⁵⁰E.3.1 : Caractérisation *environnementale* des eaux de lixiviation

Tableau E.15 : Concentration (mg.l⁻¹) en métaux extractibles totaux dans les eaux de lixiviation : a) 4 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments ; b) 6 mois après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments

a)	Eau de lixiviation					CRREP (ppm)	CRREUD (ppm)
	V= 2,09 m ³	V= 1,91 m ³	V=2,73 m ³	V= 2,75 m ³	V= 1,99 m ³		
	R2	R3	R4	R5	R6		
Cd (ppm)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,1	2
Cr (ppm)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	1	5
Co (ppm)	<0,01	<0,01	<0,01	0,50	0,50	-	-
Cu (ppm)	<0,01	<0,01	<0,01	0,05	0,05	1	5
Ni (ppm)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	1	5
Pb (ppm)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,1	2
Zn (ppm)	0,70	0,25	8,10	0,25	0,25	1	10

b)	Eau de lixiviation		CRREP (ppm)	CRREUD (ppm)
	V= 3,00 m ³	V= 2,85 m ³		
	R2	R4		
Cd (ppm)	<0,01	<0,01	0,1	2
Cr (ppm)	<0,01	<0,01	1	5
Co (ppm)	<0,01	<0,01	-	-
Cu (ppm)	<0,01	<0,01	1	5
Ni (ppm)	<0,01	<0,01	1	5
Pb (ppm)	<0,05	<0,05	0,1	2
Zn (ppm)	0,70	1,20	1	10

0,0 : valeur supérieure au CRREP ; - : critère non défini par le règlement ; R : regard

⁵⁰ CRREP: Critères pour rejet dans le réseau d'égout pluvial; CRREUD : Critères pour rejet dans le réseau d'égout unitaire domestique (Laperle et Millette, 1989)

E.4.1 Caractérisation *environnementale* des sols/sédiments de dragageTableau E.16 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 2 -T₁-

ETM (ppm)	Zone	n	Sol en surface (0-15cm)				Sol en subsurface (15-30cm)				Critères de sol (ppm)		
			Moyenne ±		Min.	Max.	I.C. 95%	n	Moyenne ±		Min.	Max.	I.C. 95%
			Erreur standard	standard					Erreur standard	standard			
Cr	Z1	8	78,63 ± 10,87	19,00	116,00	[52,92 - 104,33]		3	57,75 ± 15,47	39,00	104,00		85
	Z2	8	63,75 ± 6,86	31,00	93,00	[47,53 - 79,97]		3	35,67 ± 12,67	11,00	53,00		250
	Z3	7	78,00 ± 11,78	44,00	127,00	[49,18 - 106,82]		3	49,33 ± 8,67	32,00	58,00		800
	TZC	23	73,26 ± 5,66	19,00	127,00	[61,53 - 84,99]		9	48,60 ± 7,54	11,00	104,00	[31,53 - 65,67]	
Zn	Z1	8	166,50 ± 16,74	69,00	211,00	[126,90 - 206,10]		3	153,75 ± 23,20	121,00	222,00		110
	Z2	8	150,25 ± 10,95	117,00	211,00	[124,34 - 176,16]		3	157,67 ± 68,19	50,00	284,00		500
	Z3	7	177,00 ± 17,83	142,00	274,00	[151,14 - 213,43]		3	161,00 ± 15,01	135,00	187,00		
	TZC	23	164,04 ± 8,72	69,00	274,00	[145,95 - 182,14]		9	157,10 ± 19,95	50,00	284,00	[111,98 - 202,22]	
Ni	Z1	8	48,29 ± 8,44	2,29	71,00	[28,33 - 68,24]		3	31,75 ± 13,42	17,00	72,00		50
	Z2	8	35,63 ± 6,00	9,00	64,00	[21,43 - 49,82]		3	15,763 ± 7,71	2,29	29,00		100
	Z3	7	44,71 ± 9,01	22,00	84,00	[22,67 - 66,76]		3	25,33 ± 7,22	11,00	34,00		500
	TZC	23	42,80 ± 4,47	2,29	84,00	[33,53 - 52,06]		9	25,03 ± 6,03	2,29	72,00	[15,53 - 38,10]	
Co	Z1	8	5,35 ± 2,49	0,40	20,00	[1,38 - 10,55]		3	0,72 ± 0,49	0,16	2,17		15
	Z2	8	2,16 ± 1,03	0,16	7,50	[0,40 - 4,37]		3	0,40 ± 0,00	0,40	0,40		50
	Z3	7	4,77 ± 3,02	0,16	22,00	[0,41 - 10,94]		3	0,61 ± 0,19	0,40	1,00		300
	TZC	23	4,06 ± 1,29	0,16	22,00	[0,63 - 9,26]		9	0,59 ± 0,19	0,16	2,17	[0,31 - 0,97]	
Cu	Z1	8	50,38 ± 9,63	8,00	94,00	[27,61 - 73,14]		3	28,75 ± 12,30	3,00	62,00		40
	Z2	8	37,63 ± 6,26	13,00	64,00	[22,82 - 52,43]		3	15,06 ± 9,25	0,17	32,00		100
	Z3	7	45,71 ± 9,71	19,00	88,00	[21,94 - 69,49]		3	32,00 ± 8,74	15,00	44,00		500
	TZC	23	44,52 ± 4,87	8,00	94,00	[34,42 - 54,63]		9	25,62 ± 6,04	0,17	62,00	[11,96 - 39,28]	
Pb	Z1	8	58,88 ± 10,88	13,00	115,00	[33,15 - 84,60]		3	39,75 ± 14,09	13,00	67,00		50
	Z2	8	70,60 ± 21,01	15,83	171,00	[35,88 - 115,50]		3	43,33 ± 6,89	30,00	53,00		500
	Z3	7	75,57 ± 29,26	24,00	245,00	[36,85 - 137,71]		3	23,33 ± 10,97	4,00	42,00		1000
	TZC	23	68,04 ± 11,63	13,00	245,00	[43,92 - 92,15]		9	35,90 ± 6,74	4,00	67,00	[20,65 - 51,15]	

0,0 : plage AB ; 0,0 : > critère A ; n : nombre d'échantillons ; I.C_{95%} : intervalle de confiance 95% ; TZC : Toutes Zones Confondues

Tableau E.17 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 3 -T₁-

ETM (ppm)	Zone	Sol en surface (0-15cm)					Sol en subsurface (15-30cm)					Critères de sol (ppm)		
		Moyenne ±			I.C. 95%	n	Moyenne ±			I.C. 95%	n	A	B	C
		Min.	Erreur standard	Max.			Min.	Erreur standard	Max.					
Cr	Z1	8	49,62 ± 14,60	8,83	[15,10 - 84,14]	3	54,33 ± 20,67	13,00	75,00		3	85	250	800
	Z2	8	79,75 ± 5,61	60,00	[66,49 - 93,01]	3	65,50 ± 8,87	49,00	85,00		3			
	Z3	8	77,63 ± 9,63	43,00	[54,86 - 100,39]	3	143,00 ± 74,66	60,00	292,00		3			
	TZC	24	69,00 ± 6,51	8,83	[55,52 - 82,47]	9	85,40 ± 23,89	13,00	292,00	[57,29 - 73,86]	9			
Zn	Z1	8	149,25 ± 32,43	58,00	[72,55 - 225,95]	3	146,33 ± 39,68	67,00	188,00		3	110	500	1500
	Z2	8	166,75 ± 8,16	122,00	[147,45 - 186,05]	3	155,75 ± 12,58	140,00	193,00		3			
	Z3	8	183,63 ± 17,73	117,00	[141,70 - 225,55]	3	152,33 ± 8,95	137,00	168,00		3			
	TZC	24	166,54 ± 12,41	58,00	[140,74 - 192,35]	9	151,90 ± 11,54	67,00	193,00	[125,80 - 178,00]	9			
Ni	Z1	8	28,27 ± 10,55	0,90	[3,32 - 53,23]	3	26,63 ± 12,95	0,90	42,00		3	50	100	500
	Z2	8	48,00 ± 4,87	21,00	[36,49 - 59,51]	3	39,00 ± 7,59	26,00	60,00		3			
	Z3	8	46,13 ± 7,32	21,00	[28,82 - 63,43]	3	112,33 ± 77,41	29,00	267,00		3			
	TZC	24	40,80 ± 4,75	0,90	[30,97 - 50,63]	9	57,29 ± 23,78	0,90	267,00	[23,86 - 43,00]	9			
Co	Z1	8	3,94 ± 2,48	0,16	[0,69 - 10,54]	3	0,16 ± 0,00	0,16	0,16		3	15	50	300
	Z2	8	4,53 ± 2,51	0,16	[1,01 - 9,72]	3	2,33 ± 1,90	0,16	8,00		3			
	Z3	8	5,53 ± 2,74	0,40	[1,51 - 11,18]	3	0,33 ± 0,09	0,16	0,44		3			
	TZC	24	4,66 ± 1,43	0,16	[2,12 - 7,50]	9	1,08 ± 0,77	0,16	8,00	[0,19 - 2,65]	9			
Cu	Z1	8	30,71 ± 12,52	0,14	[6,65 - 53,42]	3	18,07 ± 9,23	0,20	31,00		3	40	100	500
	Z2	8	47,88 ± 6,88	25,00	[31,60 - 64,15]	3	32,50 ± 9,95	14,00	80,00		3			
	Z3	8	51,75 ± 9,05	29,00	[30,25 - 73,15]	3	110,33 ± 76,41	28,00	263,00		3			
	TZC	24	43,44 ± 5,71	0,14	[31,62 - 55,27]	9	51,52 ± 24,02	0,20	263,00	[17,51 - 38,02]	9			
Pb	Z1	8	38,23 ± 6,05	15,83	[23,93 - 52,53]	3	43,33 ± 5,49	34,00	53,00		3	50	500	1000
	Z2	8	41,81 ± 7,78	6,52	[23,42 - 60,21]	3	55,75 ± 6,62	16,00	49,00		3			
	Z3	8	51,38 ± 7,54	17,00	[33,54 - 69,21]	3	55,66 ± 5,46	45,00	63,00		3			
	TZC	24	43,81 ± 4,12	6,52	[35,29 - 52,33]	9	43,20 ± 4,40	16,00	63,00	[33,25 - 53,15]	9			

0,0 : plage AB ; 0,0 : plage BC ; 0,0 : > critère A ; n : nombre d'échantillons ; IC_{95%} : intervalle de confiance 95% ; TZC : Toutes Zones Confondues

Tableau E.18 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 4 -T₁-

ETM (ppm)	Zone	Sol en surface (0-15cm)				Sol en subsurface (15-30cm)				Critères de sol (ppm)		
		Moyenne ± Erreur standard		n	I.C. 95%	Moyenne ± Erreur standard		n	I.C. 95%	A	B	C
		Min.	Max.			Min.	Max.					
Cr	Z1	8	36,63 ± 6,68	10,00	69,00	[20,83 - 52,42]		3	36,33 ± 5,24	28,00	46,00	85
	Z2	8	40,75 ± 8,73	4,00	75,00	[20,10 - 61,40]		3	44,67 ± 10,40	24,00	57,00	250
	Z3	8	29,96 ± 5,30	8,83	46,00	[17,42 - 42,49]		3	47,67 ± 13,69	26,00	73,00	800
	TZC	24	35,78 ± 4,00	4,00	75,00	[27,51 - 44,04]		9	42,89 ± 5,46	24,00	73,00	[30,30 - 55,48]
Zn	Z1	8	118,00 ± 11,91	76,00	163,00	[89,92 - 146,18]		3	124,00 ± 12,00	112,00	148,00	110
	Z2	8	108,00 ± 9,08	68,00	141,00	[86,52 - 129,48]		3	123,33 ± 22,67	78,00	146,00	500
	Z3	8	89,38 ± 13,69	50,00	156,00	[57,00 - 121,75]		3	142,67 ± 14,84	119,00	170,00	1500
	TZC	24	105,13 ± 6,92	50,00	163,00	[90,81 - 119,44]		9	130,00 ± 9,12	78,00	170,00	[108,97 - 151,03]
Ni	Z1	8	16,20 ± 5,10	2,29	44,00	[4,13 - 28,27]		3	16,00 ± 3,00	13,00	22,00	50
	Z2	8	16,95 ± 5,74	2,00	46,00	[3,36 - 30,53]		3	22,67 ± 9,02	6,00	37,00	100
	Z3	8	15,32 ± 4,39	2,29	37,00	[4,94 - 25,70]		3	24,67 ± 13,59	2,00	49,00	500
	TZC	24	16,15 ± 2,82	2,00	46,00	[10,75 - 21,66]		9	21,11 ± 4,97	2,00	49,00	[9,66 - 32,56]
Co	Z1	8	1,29 ± 0,89	0,40	7,50	[0,40 - 3,07]		3	3,61 ± 3,19	0,40	10,00	15
	Z2	8	1,23 ± 0,90	0,16	7,50	[0,28 - 3,06]		3	0,24 ± 0,08	0,16	0,40	50
	Z3	8	1,23 ± 0,90	0,16	7,50	[0,28 - 3,04]		3	0,43 ± 0,01	0,40	0,44	300
	TZC	24	1,25 ± 0,49	0,16	7,50	[0,35 - 2,43]		9	1,43 ± 1,07	0,28	3,58	[0,29 - 3,59]
Cu	Z1	8	20,65 ± 6,16	0,17	58,00	[6,08 - 35,21]		3	23,67 ± 5,17	18,00	34,00	40
	Z2	8	19,92 ± 7,46	0,17	63,00	[2,27 - 37,57]		3	18,00 ± 4,04	13,00	26,00	100
	Z3	8	15,94 ± 6,18	0,17	41,00	[1,33 - 30,55]		3	32,00 ± 14,57	11,00	60,00	500
	TZC	24	18,84 ± 3,68	0,17	63,00	[12,64 - 26,31]		9	24,56 ± 5,04	11,00	60,00	[15,38 - 25,00]
Pb	Z1	8	35,56 ± 9,47	6,52	85,00	[13,17 - 57,96]		3	12,00 ± 0,58	11,00	13,00	50
	Z2	8	34,88 ± 5,93	9,00	57,00	[20,86 - 48,89]		3	31,33 ± 10,84	11,00	48,00	500
	Z3	8	31,65 ± 6,47	7,18	63,00	[16,34 - 46,96]		3	11,33 ± 7,42	2,00	26,00	1000
	TZC	24	34,03 ± 4,13	6,52	85,00	[25,49 - 42,57]		9	18,22 ± 5,02	2,00	48,00	[6,66 - 29,79]

0,0 : plage A-B ; 0,0 : > critère A ; n : nombre d'échantillons ; I.C_{95%} : intervalle de confiance 95% ; TZC : Toutes Zones Confondues

Tableau E.19 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 5 -T₁-

Sol en surface (0-15cm)							Sol en subsurface (15-30cm)					Critères de sol (ppm)				
ETM (ppm)	Zone	n	Moyenne ± Erreur standard		Min.	Max.	I.C. 95%	n	Moyenne ± Erreur standard		Min.	Max.	I.C. 95%	A	B	C
Cr	Z1	8	42,66 ± 9,43	10,28	93,00	[20,36 - 64,96]	3	47,33 ± 1,76	44,00	50,00				85	250	800
	Z2	8	54,28 ± 10,48	10,28	109,00	[29,49 - 79,08]	2	41,00 ± 12,00	29,00	53,00						
	Z3	8	61,89 ± 9,86	22,00	95,00	[39,14 - 84,64]	3	56,00 ± 10,39	38,00	74,00						
	TZC	24	53,30 ± 5,73	10,28	109,00	[41,47 - 65,13]	8	49,00 ± 4,70	29,00	74,00	[37,88 - 60,12]					
Zn	Z1	8	136,38 ± 12,50	95,00	201,00	[106,80 - 165,95]	3	179,67 ± 43,11	122,00	264,00				110	500	1500
	Z2	8	151,75 ± 12,73	80,00	186,00	[121,63 - 181,87]	2	136,50 ± 29,50	107,00	166,00						
	Z3	8	167,56 ± 18,85	86,00	224,00	[124,08 - 211,03]	3	229,00 ± 65,32	139,00	356,00						
	TZC	24	152,52 ± 8,90	80,00	224,00	[134,15 - 170,89]	8	187,38 ± 29,59	107,00	356,00	[117,39 - 257,36]					
Ni	Z1	8	21,33 ± 6,90	2,00	59,00	[5,02 - 37,65]	3	19,67 ± 1,45	17,00	22,00				50	100	500
	Z2	8	30,83 ± 7,35	2,66	72,00	[13,44 - 48,22]	2	14,50 ± 7,50	7,00	22,00						
	Z3	8	34,70 ± 7,74	2,29	57,00	[20,14 - 47,67]	3	31,67 ± 7,51	19,00	45,00						
	TZC	24	29,18 ± 4,24	2,00	72,00	[20,43 - 37,94]	8	22,88 ± 3,93	7,00	45,00	[13,57 - 32,18]					
Co	Z1	8	2,55 ± 2,21	0,16	18,00	[0,29 - 6,99]	3	0,24 ± 0,08	0,16	0,40				15	50	300
	Z2	8	2,99 ± 2,57	0,16	21,00	[0,29 - 8,15]	2	0,16 ± 0,00	0,16	0,16						
	Z3	8	2,66 ± 1,74	0,16	16,00	[0,39 - 6,57]	3	0,24 ± 0,08	0,16	0,40						
	TZC	24	2,73 ± 1,20	0,16	21,00	[0,61 - 5,08]	8	0,22 ± 0,04	0,16	0,40	[0,16 - 0,31]					
Cu	Z1	8	24,80 ± 9,73	0,20	80,00	[20,67 - 42,85]	3	14,33 ± 6,57	5,00	27,00				40	100	500
	Z2	8	33,50 ± 10,43	3,00	96,00	[8,83 - 58,17]	2	5,10 ± 4,90	0,20	10,00						
	Z3	8	34,44 ± 6,66	11,00	69,00	[19,08 - 49,81]	3	23,67 ± 3,28	19,00	30,00						
	TZC	24	31,06 ± 5,01	0,20	96,00	[22,00 - 40,54]	8	15,53 ± 3,76	0,20	30,00	[6,63 - 24,42]					
Pb	Z1	8	30,69 ± 6,45	15,83	69,00	[15,44 - 45,93]	3	35,33 ± 3,28	29,00	40,00				50	500	1000
	Z2	8	38,08 ± 10,42	15,83	104,00	[22,25 - 59,38]	2	30,50 ± 7,50	23,00	38,00						
	Z3	8	45,56 ± 7,04	17,00	78,00	[29,33 - 61,78]	3	34,33 ± 8,09	23,00	50,00						
	TZC	24	38,41 ± 4,64	15,83	104,00	[30,12 - 47,16]	8	33,75 ± 3,27	23,00	50,00	[26,01 - 41,49]					

0,0 : plage A-B ; 0,0 : > critère A ; n : nombre d'échantillons ; I.C._{95%} : intervalle de confiance 95% ; TZC : Toutes Zones Confondues

Tableau E.20 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 6 -T₁-

ETM (ppm)	Zone	Sol en surface (0-15cm)				Sol en subsurface (15-30cm)				Critères de sol (ppm)		
		n	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	n	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	A B C
Cr	Z1	8	38,06 ± 6,84	13,00	75,00	[22,59 - 53,82]	2	65,00 ± 23,00	42,00	88,00		85 250 800
	Z2	8	40,36 ± 6,17	10,28	75,00	[26,13 - 54,60]	3	35,00 ± 6,24	26,00	47,00		
	Z3	8	48,73 ± 10,37	8,83	96,00	[24,20 - 73,26]	3	45,33 ± 4,63	37,00	53,00		
	TZC	24	42,14 ± 4,41	8,83	96,00	[33,05 - 51,23]	8	46,38 ± 6,69	26,00	88,00	[30,55 - 62,20]	
Zn	Z1	8	121,11 ± 14,59	50,00	210,00	[87,46 - 154,76]	2	164,00 ± 40,00	124,00	204,00		110 500 1500
	Z2	8	134,44 ± 12,19	56,00	185,00	[106,33 - 162,56]	3	103,67 ± 14,52	84,00	132,00		
	Z3	8	140,50 ± 17,01	94,00	241,00	[100,27 - 180,73]	3	130,67 ± 8,76	117,00	147,00		
	TZC	24	131,69 ± 8,22	50,00	241,00	[114,76 - 148,63]	8	128,88 ± 12,89	84,00	204,00	[98,38 - 159,37]	
Ni	Z1	8	19,72 ± 5,18	2,17	49,00	[7,78 - 31,66]	2	35,00 ± 19,00	16,00	54,00		50 100 500
	Z2	8	16,85 ± 4,81	2,66	50,00	[5,75 - 27,95]	3	7,76 ± 5,12	2,29	18,00		
	Z3	8	23,16 ± 7,20	2,29	59,00	[6,14 - 40,18]	3	21,00 ± 3,06	15,00	25,00		
	TZC	24	19,78 ± 3,20	2,17	59,00	[13,81 - 25,81]	8	19,54 ± 5,72	2,29	54,00	[5,99 - 33,08]	
Co	Z1	8	1,14 ± 0,80	0,16	7,50	[0,29 - 2,77]	2	0,12 ± 0,05	0,07	0,16		15 50 300
	Z2	8	2,06 ± 1,74	0,16	16,00	[0,27 - 5,56]	3	0,32 ± 0,08	0,16	0,40		
	Z3	8	2,72 ± 2,33	0,16	19,00	[0,35 - 8,6]	3	0,80 ± 0,2	0,40	1,00		
	TZC	24	1,96 ± 0,94	0,16	19,00	[0,37 - 4,01]	8	0,45 ± 0,13	0,07	1,00	[0,14 - 0,75]	
Cu	Z1	8	18,44 ± 5,54	1,00	58,00	[9,67 - 30,67]	2	25,50 ± 7,50	18,00	33,00		40 100 500
	Z2	8	16,59 ± 6,31	0,14	62,00	[6,96 - 30,00]	3	7,67 ± 1,45	5,00	10,00		
	Z3	8	27,50 ± 8,78	3,00	76,00	[6,74 - 48,26]	3	25,00 ± 2,65	20,00	29,00		
	TZC	24	20,59 ± 3,91	0,14	76,00	[14,09 - 26,00]	8	18,63 ± 3,64	5,00	33,00	[10,01 - 27,24]	
Pb	Z1	8	29,97 ± 9,01	6,52	94,00	[15,88 - 46,71]	2	40,00 ± 10,00	30,00	50,00		50 500 1000
	Z2	8	26,74 ± 6,30	6,52	63,00	[12,22 - 41,26]	3	36,00 ± 3,61	29,00	41,00		
	Z3	8	36,50 ± 6,29	16,00	66,00	[21,62 - 51,38]	3	27,00 ± 5,13	17,00	34,00		
	TZC	24	30,86 ± 4,17	6,52	94,00	[30,12 - 47,16]	8	33,63 ± 3,45	17,00	50,00	[25,47 - 41,78]	

0,0 : plage A-B ; 0,0 : > critère A ; n : nombre d'échantillons ; I.C_{95%} : intervalle de confiance 95% ; TZC : Toutes Zones Confondues

Tableau E.21 : Dosage du lixiviat (ppm) - SPLP- : a) bassin 2; b) bassin 3 -Toutes Zones Confondues-^{51 52 53 54}

a)	Sol en surface (0-15cm)						Sol en subsurface (15-30cm)					
	Moyenne ±			Moyenne ±			Moyenne ±			Moyenne ±		
	ETM (ppm)	Zone	n	Max.	Min.	Erreur standard	ETM (ppm)	Zone	n	Max.	Min.	Erreur standard
	Cr	TZC	24	<0,50	<0,50	<0,50	Cr	TZC	24	<0,50	<0,50	<0,50
	Zn	TZC	24	<0,01	<0,01	0,02 ± 0,01	Zn	TZC	9	0,07	<0,01	0,067 ³⁵
	Ni	TZC	24	<0,30	<0,30	<0,30	Ni	TZC	9	<0,30	<0,30	0,26 ³⁵
	Co	TZC	24	<0,10	<0,10	<0,10	Co	TZC	9	<0,10	<0,10	0,5
	Cu	TZC	24	<0,20	<0,20	<0,20	Cu	TZC	9	<0,20	<0,20	0,0073 ³⁵
	Pb	TZC	24	<0,60	<0,60	<0,60	Pb	TZC	9	0,95	<0,60	0,034 ³⁵
b)	Sol en surface (0-15cm)						Sol en subsurface (15-30cm)					
	Moyenne ±			Moyenne ±			Moyenne ±			Moyenne ±		
	ETM (ppm)	Zone	n	Max.	Min.	Erreur standard	ETM (ppm)	Zone	n	Max.	Min.	Erreur standard
	Cr	TZC	24	<0,50	<0,50	<0,50	Cr	TZC	9	<0,50	<0,50	<0,50
	Zn	TZC	24	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,00	Zn	TZC	9	0,03	<0,01	0,067
	Ni	TZC	24	<0,30	<0,30	<0,30	Ni	TZC	9	<0,30	<0,30	0,26
	Co	TZC	24	<0,10	<0,10	<0,10	Co	TZC	9	<0,10	<0,10	0,5
	Cu	TZC	24	<0,20	<0,20	<0,20	Cu	TZC	9	<0,20	<0,20	0,0073
	Pb	TZC	24	<0,60	<0,60	<0,60	Pb	TZC	9	0,72	<0,60	0,034

⁵¹ dureté de 50 mg/L (CaCO₃)

⁵²RMD : Règlement sur les matières dangereuses (RMD, R.Q. c. Q-2, r.15.2, MDDEP, 1997)

⁵³ RDS : Règlement sur les déchets solides (RDS, R.Q. c. Q-2, r.3.2, MDDEP, 1978)

⁵⁴ Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, annexe 2, grille des critères applicables aux de contamination des eaux souterraines

Tableau E.22 : Dosage du lixiviat (ppm) -SPLP- : a) bassin 4; b) bassin 5 -Toutes Zones Confondues-

a)										
ETM (ppm)	Zone	Sol en surface (0-15cm)			Sol en subsurface (15-30cm)			RMD	RDS	Normes eau potable
		Moyenne ±	Erreur standard	Min.	Max.	Moyenne ±	Erreur standard			
	n					n				Critères de résurgence
Cr	24	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	9	<0,50	5	0,5	0,05
Zn	24	<0,01	<0,01	<0,01	0,08	9	<0,01	-	1	5
Ni	24	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	9	<0,30	-	1	0,02
Co	24	<0,10	<0,10	<0,10	0,18	9	<0,10	-	-	-
Cu	24	<0,20	<0,20	<0,20	0,20	9	<0,20	-	1	1
Pb	24	<0,60	<0,60	<0,60	0,92	9	<0,60	5	0,1	0,01
										0,034
b)										
ETM (ppm)	Zone	Sol en surface (0-15cm)			Sol en subsurface (15-30cm)			RMD	RDS	Normes eau potable
		Moyenne ±	Erreur standard	Min.	Max.	Moyenne ±	Erreur standard			
	n					n				Critères de résurgence
Cr	24	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	9	<0,50	5	0,5	0,05
Zn	24	<0,01	<0,01	<0,01	0,08	9	0,04 ± 0,01	-	1	5
Ni	24	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	9	<0,30	-	1	0,02
Co	24	<0,10	<0,10	<0,10	0,18	9	0,12 ± 0,02	-	-	-
Cu	24	<0,20	<0,20	<0,20	0,20	9	<0,20	-	1	1
Pb	24	<0,60	<0,60	<0,60	1,13	9	0,63 ± 0,13	5	0,1	0,01
										0,034

0,0 : valeurs moyennes supérieures aux critères de résurgences ; 0,0 : valeurs moyennes supérieures aux normes sur l'eau potable ; 0,0 : valeurs moyennes supérieures aux critères sur les eaux de lixiviation du RDS

Tableau E.23 : Dosage du lixiviat (ppm) -SPLP- : bassin 6

ETM (ppm)	Zone	n	Sol en surface (0-15cm)			Sol en subsurface (15-30cm)					RDS	Normes eau potable	Critères de résurgence
			Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	n	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	RMD			
Cr	TZC	24	<0,50	<0,50	<0,50	9	<0,50	<0,50	<0,50	5	0,5	0,05	-
Zn	TZC	24	<0,01	<0,01	0,08	9	<0,01	<0,01	0,08	-	1	5	0,067
Ni	TZC	24	<0,30	<0,30	<0,30	9	<0,30	<0,30	<0,30	-	1	0,02	0,26
Co	TZC	24	<0,10	<0,10	0,18	9	<0,10	<0,10	0,18	-	-	-	0,5
Cu	TZC	24	<0,20	<0,20	0,20	9	<0,20	<0,20	0,20	-	1	1	0,0073
Pb	TZC	24	<0,60	<0,60	1,16	9	<0,60	<0,60	1,15	5	0,1	0,01	0,034

Tableau E.24 : Analyse granulométrique et teneur en matière organique -Toutes Zones Confondues- des bassins expérimentaux : a) bassin 1; b) bassin 2 ; c) bassin 3

a)											
		Sol en surface (0-15cm)					Sol en subsurface (15-30cm)				
Paramètre	Zone	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard
Fraction > 2 mm (%)	TZC	24	2,90 \pm 0,44	0,48	7,17	9	4,26 \pm 0,87	0,62	7,27	9	95,02 \pm 0,94
Sable (%)	TZC	24	96,5 \pm 0,44	92,21	98,76	9	95,02 \pm 0,94	91,71	98,83	9	0,72 \pm 0,11
Fraction < 45 μ m	TZC	24	0,60 \pm 0,06	0,17	1,22	9	0,72 \pm 0,11	0,38	1,05	9	3,52 \pm 0,21
M.O. (%)	TZC	24	3,18 \pm 0,20	1,72	5,22	9	3,52 \pm 0,21	2,59	4,31		
b)											
		Sol en surface (0-15cm)					Sol en subsurface (15-30cm)				
Paramètre	Zone	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard
Fraction > 2 mm (%)	TZC	24	3,23 \pm 0,49	0,37	8,08	9	4,98 \pm 1,22	0,88	8,15	9	94,53 \pm 1,27
Sable (%)	TZC	24	96,04 \pm 0,51	90,79	99,19	9	94,53 \pm 1,27	91,07	98,77	9	0,49 \pm 0,09
Fraction < 45 μ m	TZC	24	0,73 \pm 0,12	0,21	2,46	9	0,49 \pm 0,09	0,28	0,94	9	9,38 \pm 0,41
M.O. (%)	TZC	24	10,30 \pm 0,23	8,16	12,02	9	9,38 \pm 0,41	7,46	11,21		
c)											
		Sol en surface (0-15cm)					Sol en subsurface (15-30cm)				
Paramètre	Zone	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard
Fraction > 2 mm (%)	TZC	24	1,28 \pm 0,14	0,29	2,38	9	5,08 \pm 1,38	0,39	13,63	9	94,24 \pm 1,40
Sable (%)	TZC	24	98,07 \pm 0,15	97,12	99,42	9	94,24 \pm 1,40	85,92	99,37	9	0,68 \pm 0,10
Fraction < 45 μ m	TZC	24	0,65 \pm 0,09	0,13	1,38	9	0,68 \pm 0,10	0,24	1,11	9	9,77 \pm 0,39
M.O. (%)	TZC	24	9,52 \pm 0,40	5,15	12,04	9	9,77 \pm 0,39	8,4	11,56		

Tableau E.25 : Analyse granulométrique et teneur en matière organique -Toutes Zones Confondues- des bassins expérimentaux : a) bassin 4 ; b) bassin 5 ; c) bassin 6

a)											
Paramètre	Zone	Sol en surface (0-15cm)				Sol en subsurface (15-30cm)					
		Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.		
Fraction > 2 mm (%)	TZC	24	20,55 \pm 2,10	5,13	37,23	9	38,87 \pm 3,11	23,16	49,9		
Sable (%)	TZC	24	78,24 \pm 2,12	61,58	94,1	9	60,25 \pm 3,18	49,39	76,38		
Fraction < 45 μ m	TZC	24	1,20 \pm 0,11	0,56	2,38	9	0,88 \pm 0,15	0,37	1,57		
M.O. (%)	TZC	24	9,88 \pm 0,41	6,49	13,16	9	8,39 \pm 0,42	6,53	10,93		
b)											
Paramètre	Zone	Sol en surface (0-15cm)				Sol en subsurface (15-30cm)					
		Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.		
Fraction > 2 mm (%)	TZC	24	23,37 \pm 2,48	0,97	47,28	9	24,19 \pm 4,00	11,79	42,06		
Sable (%)	TZC	24	75,53 \pm 2,47	52,42	98,07	9	74,88 \pm 3,98	57,19	87,78		
Fraction < 45 μ m	TZC	24	1,10 \pm 0,11	0,3	2,16	9	0,93 \pm 0,17	0,44	1,84		
M.O. (%)	TZC	24	12,26 \pm 0,44	8,93	14,8	9	12,02 \pm 0,96	7,34	14,86		
c)											
Paramètre	Zone	Sol en surface (0-15cm)				Sol en subsurface (15-30cm)					
		Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.		
Fraction > 2 mm (%)	TZC	24	5,93 \pm 0,58	1,31	10,98	9	5,31 \pm 0,74	2,52	8,69		
Sable (%)	TZC	24	93,12 \pm 0,58	88,27	97,1	9	93,82 \pm 0,77	90,02	97,15		
Fraction < 45 μ m	TZC	24	0,96 \pm 0,10	0,34	1,99	9	0,87 \pm 0,21	0,14	1,82		
M.O. (%)	TZC	24	10,45 \pm 0,39	7,13	12,28	9	8,65 \pm 0,67	4,89	11,21		

Tableau E.26 : Données multiparamétriques -pH et conductivité⁵⁵ : a) bassin 1 ; b) bassin 2 ; c) bassin 3

a)									
Paramètre	Zone	Nombre d'échantillons	Sol en surface (0-15cm)				Sol en subsurface (15-30cm)		
			Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max. I.C. 95%
pH	TZC	23	7,72 ± 0,03	7,50	8,06	[7,66 - 7,78]	7,75 ± 0,06	7,39	8,03 [7,61 - 7,89]
Conductivité (µs/cm)	TZC	23	185,39 ± 6,02	142,00	256,00	[172,91 - 197,87]	333,00 ± 26,32	212,00	459,00 [272,31 - 393,69]
b)									
Paramètre	Zone	Nombre d'échantillons	Sol en surface (0-15cm)				Sol en subsurface (15-30cm)		
			Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max. I.C. 95%
pH	TZC	20	7,42 ± 0,05	7,06	7,90	[7,31 - 7,53]	7,55 ± 0,06	7,11	7,73 [7,41 - 7,70]
Conductivité (µs/cm)	TZC	20	296,10 ± 16,55	193,00	406,00	[261,45 - 330,75]	658,89 ± 39,64	531,00	885,00 [567,48 - 750,30]
c)									
Paramètre	Zone	Nombre d'échantillons	Sol en surface (0-15cm)				Sol en subsurface (15-30cm)		
			Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max. I.C. 95%
pH	TZC	20	7,36 ± 0,04	7,05	7,70	[7,28 - 7,43]	7,58 ± 0,03	7,02	7,50 [7,28 - 7,43]
Conductivité (µs/cm)	TZC	20	290,55 ± 21,76	112,00	571,00	[244,83 - 336,27]	325,25 ± 24,00	120,00	400,00 [269,91 - 380,59]

⁵⁵ Les variations dans le nombre d'échantillons sont liées à l'élimination de valeurs aberrantes

Tableau E.27 : Données multiparamétriques -pH et conductivité- : a) bassin 4 ; b) bassin 5 ; c) bassin 6

a)		Sol en surface (0-15cm)					Sol en subsurface (15-30cm)				
Paramètre	Zone	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%
pH	TZC	21	7,39 \pm 0,06	7,00	7,82	[7,27 - 7,50]	9	7,50 \pm 0,08	7,14	7,82	[7,32 - 7,68]
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TZC	21	305,76 \pm 20,73	196,00	542,00	[263,21 - 350,32]	9	586,33 \pm 58,20	391,00	911,00	[452,12 - 720,55]
b)		Sol en surface (0-15cm)					Sol en subsurface (15-30cm)				
Paramètre	Zone	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%
pH	TZC	21	7,29 \pm 0,04	7,01	7,68	[7,21 - 7,38]	9	7,59 \pm 0,09	7,02	7,84	[7,38; 7,81]
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TZC	21	311,81 \pm 14,50	235,00	447,00	[281,55 - 342,07]	9	647,55 \pm 49,93	418,00	799,00	[532,41 - 762,70]
c)		Sol en surface (0-15cm)					Sol en subsurface (15-30cm)				
Paramètre	Zone	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	Nombre d'échantillons	Moyenne \pm Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%
pH	TZC	21	7,34 \pm 0,04	7,01	7,74	[7,25 - 7,44]	9	7,31 \pm 0,06	6,91	7,51	[7,18 - 7,45]
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TZC	21	330,90 \pm 26,24	211,00	608,00	[276,17 - 385,64]	9	641,00 \pm 34,44	504,00	804,00	[561,58 - 720,42]

E.5 Caractérisation intermédiaire T₁ et T₂ : *eau de lixiviation*E.5.1 Caractérisation *environnementale* de l'eau de lixiviation

Tableau E.28 : Tendances évolutives des concentrations en Zn extractible total entre T₁ et T₂, dans les regards

	Concentration en Zn extractible total (ppm)					
	R1	R2	R3	R4	R5	R6
D + 15 mois	V= 1,47 m ³	V= 1,41 m ³	V= 1,33 m ³	V= 1,49 m ³	V= 1,56 m ³	V= 1,44 m ³
	3,20	0,80	0,90	2,30	0,80	1,40
D + 16 mois ¹	V= 1,40 m ³	V= 1,71 m ³	V= 1,61 m ³	V= 1,32 m ³	V= 1,41 m ³	V= 1,49 m ³
	2,80	1,50	0,60	0,70	0,70	1,10
D + 19 mois	V= 2,62 m ³	V= 2,58 m ³	V= 2,40 m ³	V= 2,34 m ³	V= 2,34 m ³	V= 2,05 m ³
	1,70	1,70	0,70	<0,50	0,50	0,90

0,0 : valeurs supérieures au CRREP (Laperle et Millette, 1989); V : volume ; R : regard

⁵⁶ Concentrations mesurées juste avant le retrait des échelles galvanisées

E.6.1 Caractérisation *environnementale* des sols/sédiments de dragageTableau E.29 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 2 -T₂-

ETM (ppm)	Zone	Sol en surface (0-15cm)					Sol en subsurface (15-30cm)					Critères de sol (ppm)		
		n	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	n	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	A	B	C
Cr	Z1	8	126,13 ± 17,96	39,00	181,00	[83,64 - 168,61]	3	127,00 ± 36,69	54,00	170,00	-	85	250	800
	Z2	8	135,11 ± 13,86	64,00	182,00	[103,15 - 167,07]	2	110,05 ± 54,5	56,00	165,00	-			
	Z3	8	132,25 ± 7,64	103,00	167,00	[114,18 - 150,32]	3	130,00 ± 4,93	122,00	139,00				
	TZC	24	131,32 ± 7,69	39,00	182,00	[115,44 - 147,20]	8	124,00 ± 16,18	54,00	170,00	[85,73 - 162,27]			
Zn	Z1	8	205,13 ± 30,59	42,00	334,00	[132,77 - 277,48]	3	197,00 ± 63,98	70,00	274,00	-	110	500	1500
	Z2	8	221,22 ± 24,63	97,00	305,00	[164,43 - 278,02]	2	168,50 ± 95,50	73,00	264,00	-			
	Z3	8	205,88 ± 12,21	171,00	275,00	[176,99 - 234,76]	3	196,33 ± 14,89	175,00	225,00	-			
	TZC	24	211,16 ± 13,28	42,00	334,00	[183,74 - 238,58]	8	189,63 ± 28,45	70,00	274,00	[122,35 - 256,90]			
Ni	Z1	8	89,00 ± 13,95	13,00	128,00	[56,01 - 121,99]	3	92,33 ± 35,60	23,00	141,00	-	50	100	500
	Z2	8	102,56 ± 11,80	57,00	143,00	[75,34 - 129,77]	2	70,00 ± 43,00	27,00	113,00	-			
	Z3	8	93,25 ± 6,51	62,00	122,00	[77,86 - 108,64]	3	87,33 ± 6,57	78,00	100,00	-			
	TZC	24	95,24 ± 6,34	13,00	143,00	[82,15 - 108,33]	8	84,88 ± 14,75	23,00	141,00	[49,99 - 119,76]			
Co	Z1	8	19,52 ± 4,46	3,15	47,00	[8,97 - 30,06]	3	24,38 ± 14,85	3,15	53,00		15	50	300
	Z2	8	26,13 ± 5,11	13,00	55,00	[18,00 - 36,11]	2	9,57 ± 6,43	3,15	16,00				
	Z3	8	24,63 ± 5,96	10,00	52,00	[15,00 - 37,25]	3	11,33 ± 1,45	9,00	14,00				
	TZC	24	23,53 ± 2,94	3,15	55,00	[18,04 - 29,52]	8	15,79 ± 5,63	3,15	53,00	[7,82 - 27,51]			
Cu	Z1	8	94,43 ± 7,20	63,00	116,00	[76,81 - 112,05]	3	80,33 ± 36,33	9,00	128,00	-	40	100	500
	Z2	8	102,75 ± 9,52	56,00	139,00	[80,23 - 125,27]	2	57,00 ± 43,00	14,00	100,00	-			
	Z3	8	88,50 ± 4,36	63,00	102,00	[78,18 - 98,82]	3	73,67 ± 5,67	68,00	85,00	-			
	TZC	24	89,64 ± 5,68	1,06	139,00	[77,91 - 101,37]	8	72,00 ± 14,93	9,00	128,00	[36,70 - 107,30]			
Pb	Z1	8	73,13 ± 11,21	29,00	104,00	[46,60 - 99,65]	3	86,67 ± 13,38	60,00	102,00	-	50	500	1000
	Z2	8	86,11 ± 6,82	52,00	117,00	[70,38 - 101,84]	2	92,50 ± 51,50	41,00	144,00	-			
	Z3	8	77,88 ± 7,06	37,00	106,00	[61,17 - 94,58]	3	76,00 ± 11,06	63,00	98,00	-			
	TZC	24	79,32 ± 4,81	29,00	117,00	[69,38 - 89,26]	8	84,13 ± 11,55	41,00	144,00	[56,81 - 111,44]			

0,0 : plage AB ; 0,0 : plage BC ; 0,0 : > critère A ; 0,0 : > critère B ; n : nombre d'échantillons ; I.C_{95%} : intervalle de confiance 95%

Tableau E.30 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 3 -T₂-

Sol en surface (0-15cm)										Sol en subsurface (15-30cm)					Critères de sol (ppm)		
ETM (ppm)	Zone	n	Moyenne ± Erreur standard		Min.	Max.	I.C. 95%	n	Moyenne ± Erreur standard		Min.	Max.	I.C. 95%	A	B	C	
Cr	Z1	8	106,00 ± 21,25	49,00	201,00	[54,00 - 158,00]		3	109,67 ± 11,86	86,00	123,00		-	85	250	800	
	Z2	8	116,89 ± 11,14	43,00	145,00	[91,21 - 142,57]		3	131,33 ± 15,76	102,00	156,00		-				
	Z3	8	132,75 ± 4,77	112,00	150,00	[121,47 - 144,03]		3	150,67 ± 11,46	135,00	173,00		-				
	TZC	24	119,00 ± 7,60	43,00	201,00	[105,17 - 131,92]		9	130,56 ± 8,86	86,00	173,00		[110,13 - 150,98]				
Zn	Z1	8	175,40 ± 30,22	113,00	255,00	[91,52 - 259,28]		3	159,00 ± 24	111,00	183,00		-	110	500	1500	
	Z2	8	193,33 ± 13,94	122,00	261,00	[161,29 - 225,48]		3	220,00 ± 8,33	208,00	236,00		-				
	Z3	8	214,50 ± 14,91	163,00	281,00	[179,24 - 249,76]		3	229,67 ± 18,21	199,00	262,00		-				
	TZC	24	184,00 ± 13,05	33,00	281,00	[156,99 - 211,01]		9	202,89 ± 14,27	111,00	262,00		[169,97 - 235,80]				
Ni	Z1	7	76,00 ± 17,36	31,00	127,00	[31,37 - 120,63]		3	70,00 ± 10,50	49,00	81,00		-	50	100	500	
	Z2	8	84,00 ± 8,03	32,00	108,00	[65,47 - 102,53]		3	107,67 ± 3,38	101,00	112,00		-				
	Z3	8	88,63 ± 5,66	64,00	110,00	[75,24 - 102,1]		3	109,00 ± 8,50	93,00	122,00		-				
	TZC	23	83,52 ± 5,63	31,00	127,00	[71,85 - 95,20]		9	95,56 ± 7,55	49,00	122,00		[78,14 - 112,97]				
Co	Z1	7	22,07 ± 8,15	2,77	51,00	[5,71 - 31,71]		3	9,05 ± 2,95	3,15	12,00			15	50	300	
	Z2	8	21,31 ± 5,54	2,77	51,00	[12,22 - 32,44]		3	39,00 ± 12,50	14,00	52,00						
	Z3	8	15,00 ± 1,38	10,00	22,00	[11,75 - 18,25]		3	27,33 ± 12,55	11,00	52,00						
	TZC	24	19,43 ± 3,11	2,77	51,00	[13,67 - 26,13]		9	25,13 ± 6,77	3,15	52,00		[12,77 - 38,67]				
Cu	Z1	6	70,60 ± 16,54	39,00	118,00	[24,69 - 116,51]		3	59,00 ± 12,01	35,00	72,00		-	40	100	500	
	Z2	8	82,33 ± 6,92	37,00	101,00	[66,38 - 98,29]		3	92,67 ± 2,33	89,00	97,00		-				
	Z3	8	83,13 ± 5,28	62,00	103,00	[70,64 - 95,61]		3	98,67 ± 7,69	84,00	110,00		-				
	TZC	22	79,95 ± 4,88	37,00	118,00	[69,78 - 90,13]		9	83,44 ± 7,45	35,00	110,00		[66,26 - 100,62]				
Pb	Z1	8	72,83 ± 7,69	48,00	104,00	[53,07 - 92,60]		3	68,00 ± 6,56	55,00	76,00		-	50	500	1000	
	Z2	8	72,78 ± 4,10	53,00	94,00	[63,33 - 82,23]		3	94,33 ± 10,48	81,00	115,00		-				
	Z3	8	71,86 ± 3,81	58,00	84,00	[62,53 - 81,19]		3	94,67 ± 13,25	79,00	121,00		-				
	TZC	24	75,88 ± 3,48	48,00	120,00	[68,66 - 83,08]		9	85,67 ± 6,85	55,00	121,00		[69,88 - 101,45]				

0,0 : plage AB ; 0,0 : plage BC ; 0,0 : > critère A ; 0,0 : > critère B ; n : nombre d'échantillons ; I.C_{95%} : intervalle de confiance 95%.

Tableau E.31 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 4 -T₂-

ETM (ppm)	Zone	Sol en surface (0-15cm)					Sol en subsurface (15-30cm)					Critères de sol (ppm)		
		n	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	n	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	A	B	C
Cr	Z1	8	66,75 ± 8,10	41,00	100,00	[47,60 - 85,90]	2	96,50 ± 12,50	84,00	109,00	-	85	250	800
	Z2	8	94,25 ± 8,54	60,00	127,00	[74,06 - 114,44]	3	81,00 ± 15,28	51,00	101,00	-			
	Z3	8	88,75 ± 9,86	50,00	130,00	[65,42 - 112,08]	3	102,33 ± 15,43	84,00	133,00	-			
	TZC	24	83,25 ± 5,48	41,00	130,00	[71,91 - 94,59]	8	92,88 ± 8,30	51,00	133,00	[73,24 - 112,51]			
Zn	Z1	8	132,75 ± 13,49	91,00	197,00	[100,86 - 164,64]	2	157,50 ± 8,50	149,00	166,00	-	110	500	1500
	Z2	8	173,25 ± 11,40	130,00	228,00	[146,30 - 200,20]	3	129,67 ± 19,41	91,00	152,00	-			
	Z3	8	170,38 ± 9,51	121,00	203,00	[147,88 - 192,87]	3	138,33 ± 37,33	91,00	212,00	-			
	TZC	24	158,79 ± 7,45	91,00	228,00	[143,36 - 174,22]	8	139,88 ± 14,46	91,00	212,00	[105,68 - 174,07]			
Ni	Z1	8	56,50 ± 7,17	34,00	87,00	[39,55 - 73,45]	2	75,00 ± 4,00	71,00	79,00	-	50	100	500
	Z2	8	73,75 ± 5,17	46,00	92,00	[61,53 - 85,97]	3	68,33 ± 7,51	55,00	81,00	-			
	Z3	8	66,00 ± 8,77	34,00	100,00	[45,27 - 86,73]	3	69,67 ± 11,35	55,00	92,00	-			
	TZC	24	65,42 ± 4,22	34,00	100,00	[56,67 - 74,17]	8	70,50 ± 4,63	55,00	92,00	[59,55 - 81,45]			
Co	Z1	8	27,03 ± 8,15	2,77	60,00	[7,76 - 46,30]	2	27,50 ± 18,50	9,00	46,00	-	15	50	300
	Z2	8	16,91 ± 6,19	2,77	46,00	[7,25 - 30,38]	3	26,03 ± 11,14	9,00	47,00	-			
	Z3	8	10,85 ± 5,52	2,77	49,00	[4,38 - 22,50]	3	7,72 ± 2,87	3,15	13,00	-			
	TZC	24	18,26 ± 3,95	2,77	60,00	[11,20 - 26,17]	8	19,53 ± 6,20	3,15	47,00	[9,13 - 31,75]			
Cu	Z1	8	61,25 ± 6,46	40,00	83,00	[45,98 - 76,52]	2	67,50 ± 0,50	67,00	68,00	-	40	100	500
	Z2	8	72,88 ± 3,55	59,00	86,00	[64,48 - 81,27]	3	64,33 ± 6,89	56,00	78,00	-			
	Z3	8	67,88 ± 7,13	38,00	100,00	[51,02 - 84,73]	3	58,67 ± 10,91	44,00	80,00	-			
	TZC	24	67,33 ± 3,41	38,00	100,00	[60,27 - 74,39]	8	63,00 ± 4,44	44,00	80,00	[52,51 - 73,49]			
Pb	Z1	8	66,00 ± 7,71	46,00	99,00	[47,13 - 84,87]	2	144,50 ± 92,50	52,00	237,00	-	50	500	1000
	Z2	8	70,88 ± 5,82	44,00	93,00	[57,10 - 84,65]	3	46,00 ± 16,37	14,00	68,00	-			
	Z3	8	68,50 ± 6,66	42,00	105,00	[52,74 - 84,26]	3	65,00 ± 13,45	46,00	91,00	-			
	TZC	24	65,95 ± 4,41	5,68	105,00	[56,80 - 75,08]	8	77,75 ± 23,99	14,00	237,00	[44,33 - 120,78]			

0,0 : plage AB ; **0,0** : plage BC ; **0,0** : > critère A ; **0,0** : > critère B ; n : nombre d'échantillons ; I.C_{95%} : intervalle de confiance 95%.

Tableau E.32 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 5 -T₂-

ETM (ppm)	Zone	Sol en surface (0-15cm)					Sol en subsurface (15-30cm)					Critères de sol (ppm)			
		n	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	n	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	A	B	C	
Cr	Z1	8	90,43 ± 8,04	56,00	115,00	[70,76 - 110,10]	3	91,00 ± 11,79	75,00	114,00	-	85	250	800	
	Z2	8	99,71 ± 5,99	80,00	119,00	[85,05 - 114,37]	3	102,00 ± 15,31	79,00	131,00	-				
	Z3	8	92,50 ± 7,73	63,00	122,00	[74,23 - 110,77]	3	89,00 ± 8,89	72,00	102,00	-				
	TZC	22	100,50 ± 6,29	56,00	211,00	[89,63 - 112,92]	9	94,00 ± 6,46	72,00	131,00	[79,10 - 108,90]				
Zn	Z1	8	186,88 ± 18,95	121,00	268,00	[142,05 - 231,70]	3	153,00 ± 14,42	133,00	181,00	-	110	500	1500	
	Z2	8	219,75 ± 13,98	170,00	281,00	[186,69 - 252,81]	3	181,33 ± 11,39	168,00	204,00	-				
	Z3	8	184,50 ± 8,32	153,00	216,00	[164,81 - 204,19]	3	148,00 ± 15,13	126,00	177,00	-				
	TZC	24	197,04 ± 8,63	121,00	281,00	[179,18 - 214,91]	9	160,78 ± 8,61	126,00	204,00	[140,92 - 180,64]				
Ni	Z1	8	61,57 ± 5,95	36,00	78,00	[47,02 - 76,13]	3	70,33 ± 3,76	64,00	77,00	-	50	100	500	
	Z2	8	72,50 ± 4,27	49,00	86,00	[62,41 - 82,59]	3	85,67 ± 11,10	65,00	103,00	-				
	Z3	8	65,43 ± 5,95	39,00	83,00	[50,87 - 79,98]	3	85,33 ± 8,57	69,00	98,00	-				
	TZC	24	73,17 ± 6,26	36,00	200,00	[63,42 - 87,79]	9	80,44 ± 4,89	64,00	103,00	[69,16 - 91,73]				
Co	Z1	8	6,55 ± 0,82	2,77	9,00	[5,13 - 8,00]	3	15,03 ± 4,75	6,00	22,10	-	15	50	300	
	Z2	8	8,29 ± 0,71	6,00	11,00	[6,54 - 10,03]	3	33,26 ± 15,27	2,77	50,00	-				
	Z3	8	6,86 ± 1,16	2,77	11,00	[4,01 - 9,71]	3	49,00 ± 2,31	45,00	53,00	-				
	TZC	24	8,19 ± 0,85	2,77	22,00	[6,27 - 10,00]	9	32,43 ± 6,77	2,77	53,00	[16,82 - 48,04]				
Cu	Z1	8	58,43 ± 4,73	37,00	78,00	[46,87 - 66,99]	3	65,67 ± 1,86	62,00	68,00	-	40	100	500	
	Z2	8	70,14 ± 2,41	61,00	81,00	[64,23 - 76,05]	3	83,33 ± 8,82	70,00	100,00	-				
	Z3	8	69,88 ± 4,14	54,00	89,00	[60,09 - 79,66]	3	78,67 ± 8,69	63,00	93,00	-				
	TZC	24	73,13 ± 6,14	37,00	202,00	[63,54 - 85,46]	9	75,89 ± 4,48	62,00	100,00	[65,57 - 86,21]				
Pb	Z1	8	58,14 ± 8,24	32,00	99,00	[37,97 - 78,32]	3	65,67 ± 4,41	59,00	74,00	-	50	500	1000	
	Z2	8	77,43 ± 6,98	59,00	104,00	[60,34 - 94,51]	3	84,33 ± 14,19	56,00	100,00	-				
	Z3	8	70,25 ± 4,93	57,00	90,00	[58,59 - 81,91]	3	76,67 ± 18,89	53,00	114,00	-				
	TZC	24	76,17 ± 7,03	32,00	208,00	[64,33 - 91,33]	9	75,56 ± 7,45	53,00	114,00	[58,38 - 92,73]				

0,0 : plage AB ; 0,0 : plage BC ; 0,0 : > critère A ; n : nombre d'échantillons ; I.C_{95%} : intervalle de confiance 95%

Tableau E.33 : Concentrations moyennes en métaux extractibles totaux dans le bassin 6 -T₂-

ETM (ppm)	Zone	Sol en surface (0-15cm)					Sol en subsurface (15-30cm)					Critères de sol (ppm)		
		n	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	n	Moyenne ± Erreur standard	Min.	Max.	I.C. 95%	A	B	C
Cr	Z1	8	52,25 ± 6,61	38,00	85,00	[46,61 - 77,89]	3	86,00 ± 11,53	73,00	109,00	-	85	250	800
	Z2	8	82,63 ± 4,83	54,00	94,00	[72,75 - 89,75]	3	109,67 ± 30,96	54,00	161,00	-			
	Z3	8	84,33 ± 7,27	64,00	114,00	[65,64 - 103,02]	3	107,00 ± 5,77	97,00	117,00	-			
	TZC	24	81,42 ± 5,44	38,00	146,00	[70,17 - 92,66]	9	100,89 ± 10,38	54,00	161,00	[76,95 - 124,83]			
Zn	Z1	8	150,13 ± 14,74	89,00	210,00	[115,27 - 184,98]	3	134,67 ± 15,06	106,00	157,00	-	110	500	1500
	Z2	8	182,38 ± 13,89	120,00	226,00	[149,53 - 215,22]	3	160,33 ± 7,06	147,00	171,00	-			
	Z3	8	177,86 ± 15,68	138,00	253,00	[139,49 - 216,23]	3	167,00 ± 9,45	149,00	181,00	-			
	TZC	24	176,63 ± 10,76	89,00	334,00	[154,36 - 198,89]	9	154,00 ± 7,40	106,00	181,00	[136,93 - 171,07]			
Ni	Z1	8	43,13 ± 5,02	26,00	61,00	[31,25 - 55,00]	3	68,00 ± 2,31	64,00	72,00	-	50	100	500
	Z2	8	61,38 ± 3,99	46,00	80,00	[51,94 - 70,81]	3	64,67 ± 14,53	38,00	88,00	-			
	Z3	8	71,00 ± 6,36	40,00	93,00	[55,97 - 86,03]	3	81,33 ± 4,26	73,00	87,00	-			
	TZC	24	58,50 ± 3,75	26,00	93,00	[50,73 - 66,26]	9	71,33 ± 5,11	38,00	88,00	[59,57 - 83,09]			
Co	Z1	8	3,37 ± 0,61	2,77	7,00	[3,00 - 4,71]	3	25,70 ± 11,40	8,00	47,00	-	15	50	300
	Z2	8	6,15 ± 0,90	2,77	8,00	[3,64 - 8,66]	3	7,59 ± 2,48	2,77	11,00	-			
	Z3	8	9,05 ± 1,94	2,77	14,00	[3,67 - 14,43]	3	35,00 ± 12,50	10,00	48,00	-			
	TZC	24	13,07 ± 2,84	2,77	46,00	[8,08 - 19,29]	9	22,76 ± 6,37	2,77	48,00	[11,78 - 34,67]			
Cu	Z1	8	60,25 ± 3,68	53,00	68,00	[48,53 - 71,97]	3	59,00 ± 2,65	54,00	63,00	-	40	100	500
	Z2	8	67,14 ± 2,39	62,00	80,00	[61,28 - 73,00]	3	66,67 ± 19,53	41,00	105,00	-			
	Z3	8	65,43 ± 2,48	56,00	73,00	[59,37 - 71,49]	3	68,33 ± 8,67	51,00	77,00	-			
	TZC	24	64,46 ± 4,98	26,00	156,00	[56,13 - 74,88]	9	64,66 ± 6,38	41,00	105,00	[46,96 - 79,38]			
Pb	Z1	8	55,50 ± 3,04	40,00	65,00	[48,31 - 62,69]	3	68,67 ± 3,18	63,00	74,00	-	50	500	1000
	Z2	8	60,57 ± 4,75	49,00	85,00	[48,96 - 72,18]	3	69,00 ± 13,00	47,00	92,00	-			
	Z3	8	64,80 ± 6,09	47,00	81,00	[47,88 - 81,72]	3	82,00 ± 3,51	75,00	86,00	-			
	TZC	24	68,29 ± 4,85	40,00	143,00	[59,83 - 79,00]	9	73,22 ± 4,56	47,00	92,00	[62,71 - 83,73]			

0,0 : plage AB ; 0,0 : plage BC ; 0,0 : > critère A ; n : nombre d'échantillons ; I.C95% : intervalle de confiance 95%

Tableau E.34 : Tendances évolutives (T₀ à T₂) -Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux dans le bassin 2 : a) surface (0-15 cm); b) subsurface (15-30 cm)

	T ₀	→	T ₁	→	T ₂
a)	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Cr	110,67 ± 40,73		[61,53 - 84,99]		[115,44 - 147,20]
Zn	210,67 ± 76,16		[145,95 - 182,14]		[183,74 - 238,58]
Ni	54,00 ± 16,09		[33,53 - 52,06]		[82,15 - 108,33]
Co	19,17 ± 7,10		[0,63 - 9,26]		[18,04 - 29,52]
Cu	92,33 ± 37,97		[34,42 - 54,63]		[77,91 - 101,37]
Pb	75,00 ± 27,22		[43,92 - 92,15]		[69,38 - 89,26]

	T ₀	→	T ₁	→	T ₂
b)	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Cr	–		[31,53 - 65,67]		[85,73 - 162,27]
Zn	–		[111,98 - 202,22]		[122,35 - 256,90]
Ni	–		[15,53 - 38,10]		[49,99 - 119,76]
Co	–		[0,31 - 0,97]		[7,82 - 27,51]
Cu	–		[11,96 - 39,28]		[36,70 - 107,30]
Pb	–		[20,65 - 51,15]		[56,81 - 111,44]

0,0 : plage A-B ; **0,0** : > critère A ; **0,0** : > critère B ; n : nombre d'échantillons ; I.C._{95%} : intervalle de confiance 95%. T₀ : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments (D) + 6 jours ; T₁ : D + 14 mois ; T₂ : D + 19 mois

Tableau E.35 : Tendances évolutives (T_0 à T_2) - Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux dans le bassin 3 : a) surface (0-15 cm); b) subsurface (15-30 cm)

	T_0	\rightarrow	T_1	\rightarrow	T_2
a)	n=3		n=24		n=24
	Moyenne \pm Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Cr	87,33 \pm 19,94		[55,52 - 82,47]		[105,17 - 131,92]
Zn	149,33 \pm 27,14		[140,74 - 192,35]		[156,99 - 211,01]
Ni	44,00 \pm 15,31		[30,97 - 50,63]		[71,85 - 95,20]
Co	18,17 \pm 5,70		[2,12 - 7,50]		[13,67 - 26,13]
Cu	63,33 \pm 23,33		[31,62 - 55,27]		[69,78 - 90,13]
Pb	116,33 \pm 52,93		[35,29 - 52,33]		[68,66 - 83,08]

	T_0	\rightarrow	T_1	\rightarrow	T_2
b)	n=3		n=24		n=24
	Moyenne \pm Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Cr	-		[57,29 - 73,86]		[110,13 - 150,98]
Zn	-		[125,80 - 178,00]		[169,97 - 235,80]
Ni	-		[23,86 - 43,00]		[78,14 - 112,97]
Co	-		[0,19 - 2,65]		[12,77 - 38,67]
Cu	-		[17,51 - 38,02]		[66,26 - 100,62]
Pb	-		[33,25 - 53,15]		[69,88 - 101,45]

0,0 : plage A-B ; **0,0** : > critère A ; **0,0** : > critère B ; n : nombre d'échantillons ; I.C._{95%} : intervalle de confiance 95%. T_0 : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments (D) + 6 jours ; T_1 : D + 14 mois ; T_2 : D + 19 mois

Tableau E.36 : Tendances évolutives (T_0 à T_2) - Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux dans le bassin 4 : a) surface (0-15 cm); b) subsurface (15-30 cm)

	T_0	\longrightarrow	T_1	\longrightarrow	T_2
a)	n=3		n=24		n=24
	Moyenne \pm Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Cr	86,33 \pm 23,05		[27,51 - 44,04]		[71,91 - 94,59]
Zn	160,00 \pm 33,38		[90,81 - 119,44]		[143,36 - 174,22]
Ni	49,67 \pm 5,24		[10,75 - 21,66]		[56,67 - 74,17]
Co	19,67 \pm 1,86		[0,35 - 2,43]		[11,20 - 26,17]
Cu	77,33 \pm 12,81		[12,64 - 26,31]		[60,27 - 74,39]
Pb	66,67 \pm 20,27		[25,49 - 42,57]		[56,80 - 75,08]

	T_0	\longrightarrow	T_1	\longrightarrow	T_2
b)	n=3		n=24		n=24
	Moyenne \pm Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Cr	—		[30,30 - 55,48]		[73,24 - 112,51]
Zn	—		[108,97 - 151,03]		[105,68 - 174,07]
Ni	—		[9,66 - 32,56]		[59,55 - 81,45]
Co	—		[0,29 - 3,59]		[9,13 - 31,75]
Cu	—		[15,38 - 25,00]		[52,51 - 73,49]
Pb	—		[6,66 - 29,79]		[44,33 - 120,78]

0,0 : plage A-B ; 0,0 : > critère A ; n : nombre d'échantillons ; I.C._{95%} : intervalle de confiance 95% ; T_0 : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments (D) + 6 jours ; T_1 : D + 14 mois ; T_2 : D + 19 mois

Tableau E.37 : Tendances évolutives (T_0 à T_2) - Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux dans le bassin 5 : a) surface (0-15 cm); b) subsurface (15-30 cm)

	T_0	\rightarrow	T_1	\rightarrow	T_2
a)	n=3		n=24		n=24
	Moyenne \pm Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Cr	137,67 \pm 22,26		[41,47 - 65,13]		[89,63 - 112,92]
Zn	276,00 \pm 51,54		[134,15 - 170,89]		[179,18 - 214,91]
Ni	69,67 \pm 6,36		[20,43 - 37,94]		[63,42 - 87,79]
Co	26,00 \pm 3,00		[0,61 - 5,08]		[6,27 - 10,00]
Cu	132,33 \pm 9,02		[22,00 - 40,54]		[63,54 - 85,46]
Pb	96,33 \pm 17,48		[30,12 - 47,16]		[64,33 - 91,33]

	T_0	\rightarrow	T_1	\rightarrow	T_2
b)	n=3		n=24		n=24
	Moyenne \pm Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Cr	-		[37,88 - 60,12]		[79,10 - 108,90]
Zn	-		[117,39 - 257,36]		[140,92 - 180,64]
Ni	-		[13,57 - 32,18]		[69,16 - 91,73]
Co	-		[0,16 - 0,31]		[16,82 - 48,04]
Cu	-		[6,63 - 24,42]		[65,57 - 86,21]
Pb	-		[26,01 - 41,49]		[58,38 - 92,73]

0,0 : plage A-B ; 0,0 : plage B-C ; 0,0 : > critère A ; n : nombre d'échantillons ; I.C._{95%} : intervalle de confiance 95%. T_0 : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments (D) + 6 jours ; T_1 : D + 14 mois ; T_2 : D + 19 mois

Tableau E.38 : Tendances évolutives (T₀ à T₂) -Toutes Zones Confondues- des concentrations en métaux extractibles totaux dans le bassin 6: a) surface (0-15 cm); b) subsurface (15-30 cm)

	T ₀	→	T ₁	→	T ₂
a)	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Cr	93,67 ± 8,84		[33,05 - 51,23]		[70,17 - 92,66]
Zn	175,00 ± 11,93		[114,76 - 148,63]		[154,36 - 198,89]
Ni	56,33 ± 6,12		[13,81 - 25,81]		[50,73 - 66,26]
Co	21,33 ± 2,03		[0,37 - 4,01]		[8,08 - 19,29]
Cu	81,33 ± 10,53		[14,09 - 26,00]		[56,13 - 74,88]
Pb	60,67 ± 1,45		[30,12 - 47,16]		[59,83 - 79,00]

	T ₀	→	T ₁	→	T ₂
b)	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Cr	-		[30,55 - 62,20]		[76,95 - 124,83]
Zn	-		[98,38 - 159,37]		[136,93 - 171,07]
Ni	-		[5,99 - 33,08]		[59,57 - 83,09]
Co	-		[0,14 - 0,75]		[11,78 - 34,67]
Cu	-		[10,01 - 27,24]		[46,96 - 79,38]
Pb	-		[25,47 - 41,78]		[62,71 - 83,73]

0,0 : plage A-B ; **0,0** : > critère A ; n : nombre d'échantillons ; I.C._{95%} : intervalle de confiance 95% ; T₀ : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments (D) + 6 jours ; T₁ : D + 14 mois ; T₂ : D + 19 mois

E.6.2 Caractérisation physico-chimique *complémentaire* des sols/sédiments de dragage**Tableau E.39 : Tendances évolutives (T₀ à T₂) -Toutes Zones Confondues- du pH et de la conductivité en surface (0-15 cm) et en subsurface (15-30 cm), dans les bassins 1 et 2**

	T ₀	→	T ₁	→	T ₂
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 1 (0-15cm)					
pH	7,65		[7,66 - 7,78]		[7,80 - 7,90]
Conductivité (µS/cm)	356,67		[172,91 - 197,87]		[187,60 - 209,98]
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 1 (15-30cm)					
pH	-		[7,61 - 7,89]		[7,62 - 7,88]
Conductivité (µS/cm)	-		[272,31 - 393,69]		[282,24 - 491,31]
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 2 (0-15cm)					
pH	7,42		[7,31 - 7,53]		[7,58 - 7,69]
Conductivité (µS/cm)	577,33		[261,45 - 330,75]		[354,59 - 440,96]
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 2 (15-30cm)					
pH	-		[7,41 - 7,70]		[7,39 - 7,53]
Conductivité (µS/cm)	-		[567,48 - 750,30]		[577,00 - 951,01]

T₀ : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments (D) + 6 jours ; T₁ : D + 14 mois ; T₂ : D + 19 mois. n : nombre d'échantillons ; I.C._{95%} : intervalle de confiance 95%

Tableau E.40 : Tendances évolutives (T₀ à T₂) -Toutes Zones Confondues- du pH et de la conductivité en surface (0-15 cm) et en subsurface (15 -30 cm), dans les bassins 3 et 4

	T ₀	→	T ₁	→	T ₂
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 3 (0-15cm)					
pH	7,42		[7,28 - 7,43]		[7,55 - 7,63]
Conductivité (µS/cm)	534,33		[244,83 - 336,27]		[392,72 - 483,95]
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 3 (15-30cm)					
pH	-		[7,28 - 7,43]		[7,37 - 7,46]
Conductivité (µS/cm)	-		[269,91 - 380,59]		[637,92 - 858,97]
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 4 (0-15cm)					
pH	7,55		[7,27 - 7,50]		[7,47 - 7,63]
Conductivité (µS/cm)	423,67		[263,21 - 350,32]		[299,97 - 377,25]
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne ± Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 4 (15-30cm)					
pH	-		[7,32 - 7,68]		[7,46 - 7,52]
Conductivité (µS/cm)	-		[452,12 - 720,55]		[804,15 - 995,85]

T₀ : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments (D) + 6 jours ; T₁ : D + 14 mois ; T₂ : D + 19 mois. n : nombre d'échantillons ; IC_{95%} : intervalle de confiance 95%

Tableau E.41 : Tendances évolutives (T_0 à T_2) -Toutes Zones Confondues- du pH et de la conductivité en surface (0-15 cm) et en subsurface (15 -30 cm), dans les bassins 5 et 6

	T_0	\rightarrow	T_1	\rightarrow	T_2
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne \pm Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 5 (0-15cm)					
pH	7,38		[7,21 - 7,38]		[7,56 - 7,72]
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	417,67		[281,55 - 342,07]		[185,55 - 253,74]
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne \pm Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 5 (15-30cm)					
pH	-		[7,38; 7,81]		[7,40 - 7,48]
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	-		[532,41 - 762,70]		[863,60 - 1137,74]
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne \pm Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 6 (0-15cm)					
pH	7,44		[7,25 - 7,44]		[7,37 - 7,48]
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	622,33		[276,17 - 385,64]		[300,74 - 422,81]
	n=3		n=24		n=24
	Moyenne \pm Erreur standard		I.C. 95%		I.C. 95%
Bassin 6 (15-30cm)					
pH	-		[7,18 - 7,45]		[7,36 - 7,50]
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	-		[561,58 - 720,42]		[616,13 - 931,20]

T_0 : Date du dragage et de la mise en dépôt terrestre des sédiments (D) + 6 jours ; T_1 : D + 14 mois ; T_2 : D + 19 mois. n : nombre d'échantillons ; I.C._{95%}: intervalle de confiance 95%

APPENDICE F

PHOTOGRAPHIES DES BASSINS EXPÉRIMENTAUX ET DES REGARDS ASSOCIÉS

Figure F.1 : Planche en bois utilisée pour recouvrir les regards



Figure F.2 : Conditions hydromorphes à T₀



Figure F.3 : Établissement du couvert végétal à T₁



Figure F.4 : Sédiments et couvert végétal à T₂



Figure F.5: Pneu retrouvé dans le bassin expérimental n° 5



Figure F.6: Débris métalliques dans le bassin expérimental n° 6



BIBLIOGRAPHIE

Abderrazzak, B. M. (2012). *Étude de contamination et d'accumulation de quelques métaux lourds dans des céréales, des légumes et des sols agricoles irrigués par des eaux usées de la ville de Hammam Boughrara*. Doctorat LMD en chimie. Université Abou Bekr Belkaid-Tlemcen, Tlemcen, 256 p. Disponible à partir de : <http://dspace.univ-tlemcen.dz/handle/112/1364>

Achard, R. (2013). *Dynamique des contaminants inorganiques dans les sédiments de dragage; rôle spécifique de la matière organique*. Thèse de doctorat. Université du Sud, Toulon Var, 154 p.

Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie (2006). *Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation*. 92 p.

Agricultures et Territoires (2011). *La gestion du fumier de cheval*. Chambre d'Agriculture de l'Oise. 6p. Disponible à partir de : http://www.chambres-agriculture-picardie.fr/fileadmin/documents/Oise/publications/effluents_equins.pdf

Ahlf, W. et Forstner, U. (2001). *Managing contaminated sediments*. Department of Environmental Science and Technology, University of Technology Hamburg-Harburg, Hamburg, Germany. Journal of Soils and Sediments vol. 1, p. 1-36. Disponible à partir de : <http://link.springer.com/article/10.1007/BF02986467#page-1>

Alexander, R., Tang J., Alexander, M. (2002). *Genotoxicity is unrelated to total concentration of priority carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in soils undergoing biological treatment*. Department of Crop and Soil Sciences and Institute

for Comparative and Environmental Toxicology, Cornell Univ., Ithaca, NY. PMID: 11837418. J Environ Qual. vol. 31, no 1, p. 150-154.

Alzieu, C. (1999). Dragages et environnement marin : état des connaissances. Éditions Ifremer, Plouzané (France). 224 p. Disponible à partir de : <http://archimer.ifremer.fr/doc/1999/rapport-1040.pdf>

Amellal, N. (2003). *Devenir des hydrocarbures polyaromatiques dans les sols: impact des paramètres physico-chimiques et microbiologiques*. Doctorat d'État. Faculté des Sciences Dhar El Mahraz, Université Sidi Mohammed Ben Abdellah, Fès. 142 p. Disponible à partir de : <http://toubkal.imist.ma/handle/123456789/1051>

American society for testing and materials. (1988). *Standard Test Methods for Moisture, Ash, and Organic Matter of Peat and Other Organic Soils*. ASTM D2974-13. 4 p.

Anneser, B., Einsiedl, F., Meckenstock, R. U., Richters, L., Wisotzky, F. et Griebler, C. (2008). *High-resolution monitoring of biogeochemical gradients in a tar oil-contaminated aquifer*. Applied Geochemistry vol. 23 issue 6 June, 2008. p. 1715-1730. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2008.02.003. ISSN: 0883-2927. Disponible à partir de : http://journals.ohiolink.edu/ejc/article.cgi?issn=08832927&issue=v23i0006&article=1715_hmobgiatoa

Austruy, A. (2012). *Aspects physiologiques et biochimiques de la tolérance à l'arsenic chez les plantes supérieures dans un contexte de phytostabilisation d'une friche industrielle*. Thèse de doctorat. École Doctorale Science de la Vie, Santé, Agronomie, Environnement, Université Blaise Pascal, Université d'Auvergne, Clermont-Ferrand. 328 p. Disponible à partir de : <http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/74/57/01/PDF/Austruy-2012CLF22244.pdf>

Adams, R.H., Kanga-Leyva, K., Guzman-Osorio, F.J. et Escalante-Espinosa, E. (2011). *Comparison of moisture management methods for the bioremediation of hydrocarbon contaminated soil*. African Journal of Biotechnology, vol.10(3), pp. 394-404.

ASAE Standards (2003). *Manure production and characteristics*. 4 p.

Ayrault S., Priadi C., Robin E. et Bonté P. (2008). Méthodologie de caractérisation des phases particulières porteuses de métaux en Seine et résultats préliminaires. Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement (PIREN) Seine, Paris.

Baize, D. (1997). *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Références et stratégies d'interprétation. Paris : INRA Éditions, 410 p.

Baize, D. (2006). *Cours sur les éléments en traces dans les sols : Chapitre I: définitions et généralités*. Cours ETM Poitiers, Université de Poitiers. 28 p. Disponible à partir de : <http://www.denis-baize.fr/documents/POITIERS-Chap.1-Generalites.pdf>

Barrera-Diaz, Carlos E., Lugo-Lugo, V. et Bilyeu, B. (2012). *A review of chemical, electrochemical and biological methods for aqueous Cr(VI) reduction*. Journal of Hazardous Materials, vol. 223-224, p. 1-12. Disponible à partir de : <http://www.jlakes.org/web/1-s2.0-S0304389412004451-main.pdf>

Bataillard, P., Girondelot, B., Guérin, V., Laboudigue, A., Lions, J. et Van der Lee, J. (2008). *Mobilité des éléments traces dans un Anthroposol développé sur des sédiments de curage fortement contaminés. I. Migration à l'échelle du profil*. Étude et Gestion des Sols, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), École des Mines de Paris, Vol 15, N°1, pp 7-18.

Bataillard, P., Michel, J. et Beaucaire, C. (2012). Guide technique - Caractérisation de la mobilité des éléments traces minéraux dans la zone non saturée du sol: diagnostique du site. Caractérisation des Phénomènes de transfert en Zone Insaturée des Éléments traces CaPhéInE), 137 p.

Disponible à partir de : http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Guide_mobilite_ETM_ZNS_vf.pdf

Beaulieu, M., Drouin, R. et Vézina, P. (1999). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Québec : Les Publications du Québec, 124 p.
Disponible à partir de : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/index.htm>

Bellaloui, A., Ballivy, G. et Rivard, J. (2003). *Neutralisation du potentiel de gonflement des remblais de fondation par des injections de coulis spéciaux*. Rapport présenté à la Société canadienne d'hypothèques et de logement.

Benard, A. (2003). *Le plomb et le chrome dans les ciments: Spéciation et modélisation du transfert au cours de la lixiviation*. Thèse de doctorat, Université de droit, d'économie et des sciences de Marseille, France, 296 p.

Benitez, L.N. (1999). *Cadmium speciation and phyto-availability in soils of the Swiss Jura : Hypothesis about its dynamics*. Thèse de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, n° 2066, 120 p.

Benitez, L. N. et Dubois, J. P. (1999). *Evaluation of the selectivity of sequential extraction procedures applied to the speciation of cadmium in soils*. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, vol.74 (1-4), pp. 289-303.

Berland, N., Chevalier-Kuszla, C. et Sponem, S. (2008). *Petit bréviaire des idées reçues en management : On ne gère bien que ce que l'on mesure*. Paris : Édition La Découverte « Cahiers libres », 280 p. ISBN : 9782707160140. Disponible à partir de :

<http://www.cairn.info/petit-breviaire-des-idees-recues-en-management--9782707160140.htm>

Bernal-Martinez, A. (2005). *Élimination des hydrocarbures aromatiques polycycliques présents dans les boues d'épuration par couplage ozonation-digestion anaérobie*. Thèse de doctorat, Université de Montpellier II, Montpellier, France, 223 p.

Disponible à partir de :
http://www.cpepesc.org/IMG/pdf/2005_Boues_d_epuration_hap_th_Bernal.Martinez.pdf

Bernárdez, P., Prego, R., Giralt, S., Esteve, J., Caetano, M., Parra, S. et Frances, G. (2012). *Geochemical and mineralogical characterization of surficial sediments from the Northern Rias: Implications for sediment provenance and impact of the source rocks*. *Marine Geology* (291-294), pp. 63-72. Disponible à partir de :
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S002532271100260X>

Bisson, M., Houeix, N., Gay, G., Lacroix, G., Lefevre, J. P., Magaud, H., Migne, V., Morin, A. et Tissot, S. (2006a). *Cobalt et ses dérivés - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. INERIS –DRC-02-25590-02DF55.doc

Bisson, M., Houeix, N., Gay, G., Jolibois, B., Lacroix, G., Lefevre, J. P., Magaud, H., Morin, A. et Tissot, S. (2006b). *Nickel et ses dérivés - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. INERIS –DRC-02-25590-02DF44.doc

Blanchard, C. (2000). *Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués*. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon, 241 p.

Bolan, N.S., Adriano, D. C. et Curtin, D. (2003). *Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability*. Advances in Agronomy 1, vol.78, pp. 215-272.

Bolan, N.S., Adriano, D.C., Natesan, R. et Koo, B.J. (2003). *Effects of organic amendments on the reduction and phytoavailability of chromate in mineral soils*. Journal of Environmental Quality, vol. 32, pp. 120-128.

Bonanno, G. et Lo Giudice, R. (2010). *Heavy metal bioaccumulation by the organs of Phragmites australis (common reed) and their potential use as contamination indicators*. Ecological Indicators, vol. 10 (3), pp. 639-645.

Bonnet, C. (2000). *Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés*. Spécialité Toxicologie de l'Environnement, Université de Metz, Metz, 326 p.

Borma, L.D.S., Ehrlich, M. et Barbosa, M. C. (2003). *Acidification and release of heavy metals in dredged sediments*. Revue canadienne de géotechnique, vol. 40 (6), pp. 1154-1163.

Bose, P., Bose, Aparna Bose, M. et Sunil, K. (2002). *Critical evaluation of treatment strategies involving adsorption and chelation for wastewater containing copper, zinc and cyanide*. Advances in Environmental Research, vol. 7 (1), pp. 179-195.

Disponible à partir de :
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1093019101001253>

Bouih, H.B, Nassali, H., Leblans, M. et Srhiri, A. (2005). *Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc)*. Afrique Science, vol. 01 (1), pp. 109-125.

Bourelle, P.H. et Berthelin, J. (1998). *Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion*. Paris : Collection Académie des Sciences - Techniques et documentation, Rapport n°42, Lavoisier Tech-Doc.

Brousseau, Y., Dubé, J. S. et Hardy, E. (2009). *La solidification/stabilisation au ciment: un nouvel outil pour une gestion durable des sols contaminés*. Vecteur Environnement, p. 54-58.

Brümmer, G.W., Gerth, J. et Herms, U. (1986). *Heavy metal species, mobility and availability in soils*. Z. Pflanzenernähr. Bodenk, vol. 149, pp. 382-398.

Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (2011). *Programme décennal de dragage à la marina de Sorel Tracy*. Québec : Rapport 281, 51 p. ISBN: 9782550616993. Disponible à partir de :

<http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs2065800>

Burnol A., Duro L. et Grive M. (2006). *Rapport d'étude : Éléments traces métalliques : Guide méthodologique : Recommandations pour la modélisation des transferts d'éléments trace métalliques dans les sols et les eaux souterraines*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. 138p. Rapport N° INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a, INERIS, 138 p. Disponible à partir de : http://www.ineris.fr/centredoc/6624-DESP-R01a_.pdf (02/08/2012)

Buteau, S. et Belleville, D. (2011). *Validation des critères B et C relatifs au manganèse dans les sols, sur la base de la protection de la santé humaine*. Institut national de santé publique du Québec. Direction de la santé environnementale et de la toxicologie. 46p. Disponible à partir de :

http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1450_ValidationCriteresBEtCManganeseSolsProtectSanteHumaine.pdf

Canadian Society of Soil Science (2006). *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Edition: M.R Carter and E.G. Gregorich, 2nd Ed., CRC Press, Boca Raton, FL, 198 p.

Capilla, X. (2005). *Dynamique de transfert du cadmium et du zinc au sein des dépôts de sédiments de curage végétalisés*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, Lorraine, 182 p.

Carroll, S., O'Day, P., Esser, B. et Randall, S. (2002). *Speciation and fate of trace metals in estuarine sediments under reduced and oxidized conditions, Seaplane Lagoon, Alameda Naval Air Station (USA)*. Geochemical Transactions, vol.3 (1), p. 81. ISSN: 14674866. DOI: 10.1186/1467-4866-3-81

Cazalet, M. L. (2012). *Caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traité aux liants hydrauliques– Évaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques*. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon, 256 p. Disponible à partir de : <http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/74/99/17/PDF/these.pdf>

Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (2004). *Analyse de sols*. 8 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2007). *Détermination des hydrocarbures pétroliers (C10 à C50) : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme*. MA. 400-HYD. 1.1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 17 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2009a). *Détermination des biphényles polychlorés, des chlorobenzènes et des hydrocarbures aromatiques polycycliques : extraction et purification sur phase solide (SPE) et dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse*. MA. 400-

SPE-BPC/Clbz/HAP 1.0, Rév. 1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 47 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2009b). *Mode de conservation pour l'échantillonnage des eaux souterraines*. DR-09-09, Rév. 1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 10 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2010a). *Détermination du pH : méthode électrométrique*. MA. 100 – pH 1.1, Rév. 2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 11 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2010b). *Protocole de lixiviation pour les espèces inorganiques*. MA. 100 - Lix.com.1.1. MA. 100 – Lix.com.1.1, Rév. 1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, 17 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2010c). *Terminologie recommandée pour l'analyse des métaux*. 3^e éd., Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 20 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2011a). *Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse*. MA. 400 – HAP 1.1, Rév. 4, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 27 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2011b). *Détermination des métaux: méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon*. MA. 200 – Mét 1.2, Rév. 1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 32 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2012a). *Détermination de l'azote total Kjeldahl et du phosphore total : digestion acide – méthode colorimétrique automatisée*. MA. 300 – NTPT 2.0, Rév. 1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec Ministère du Développement durable, 15 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2012b). *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon*. MA. 200 – Mét 1.2, Rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 36 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2012c). *Mode de conservation pour l'échantillonnage de rejets liquides (eaux usées)*. DR-09-04, Rév. 1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec Ministère du Développement durable, 8 p.

Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. (2011). *Fumier de ferme: Valeurs fertilisantes-productions non documentées en termes de valeurs et protocoles validés ou de valeurs transitoires*. Comité de coordination, effluents d'élevage. Disponible à partir de : http://www.craaq.qc.ca/documents/files/Effluents_elevage/Fumier_val_ferti_mars2011.pdf

Centre Saint-Laurent. (1992). *Guide pour le choix et l'opération des équipements de dragage et des pratiques environnementales qui s'y rattachent*. Document préparé en collaboration avec Travaux Publics Canada et le ministère de L'Environnement du Québec, 81 p.

Chang Chien, S. W., Chang, C. H., Chen, S. H., Wang, M. C., Madhava Rao, M. et Satya Veni, S. (2011). *Oxidative degradation of pyrene in contaminated soils by δ -MnO₂ with or without sunlight irradiation*. Science of The Total Environment, vol.

409 (19), pp. 4078-4086. Disponible à partir de :
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969711006425>

Charrasse, B. (2013). *Comportement à long terme, caractérisation opérationnelle et évaluation environnementale des contaminants organiques des sédiments de dragage*. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille, 492 p.

Charriau, A., Lesven, L., Gao, Y., Leermakers, M., Baeyens, W., Ouddane, B. et Billon, G. (2011). *Trace metal behaviour in riverine sediments: Role of organic matter and sulfides*. Applied Geochemistry, vol. 26 (1), pp. 80-90. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0883292710002465>

Chastain, J.R. (2007). *Censored Data : What's the average of unknown values?*. Chastain-Skillman, Consultant's Update, p. 2.

Chua-Chiaco, B.W. 1998. «Effect of bioaugmentation and diesel fuel type on soil bioremediation». Manoa, Water Resources Research Center, University of Hawaii at Manoa, 117 p.

Coles, C.A. et Yong, R.N. (2000). *Aspects of Kaolinite Characterization and Retention of Pb and Cd*. Applied Clay Science, vol. 22, pp.39-45.

Colin, D. (2003). *Valorisation de sédiments fins de dragage en technique routière*. Thèse de doctorat, Université de Caen, Caen, 147 p.

Collins, R.N. et Kinsela, A.S. (2010). *The aqueous phase speciation and chemistry of cobalt in terrestrial environments*. Chemosphere, vol. 79, no 8, p. 763-771. Disponible à partir de :
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653510002602%3E>

Comité de concertation Suivi de l'état du Saint-Laurent. (2008). *Portrait global de l'état du Saint-Laurent*. Ministère du Développement durable Plan Saint-Laurent. Environnement Canada, de l'Environnement et des Parcs du Québec, Ministère des

Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Pêches et Océans Canada et Stratégies Saint-Laurent, 28 p.

Comtois, C. et Slack, B. (2011). *Analyse internationale des stratégies de développement des axes fluviomaritimes : mieux positionner le système Saint-Laurent*. Ministère des Transports Québec, 295 p.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. (1999a). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique — hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)*. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Winnipeg, le Conseil.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. (1999b). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — nickel*. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement 1999, Winnipeg, le Conseil.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2010). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : protection de l'environnement et de la santé humaine — HAP cancérigènes et non cancérigènes*. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg, le Conseil.

Conseil régional de l'environnement du Centre-du-Québec. (2001). *Le portrait de l'environnement du Centre-du-Québec, Drummondville*. 170p.

Contin, M., Mondini, C., Leita, L. et Nobili, M. D. (2007). *Enhanced soil toxic metal fixation in iron (hydr)oxides by redox cycles*. Geoderma, vol. 140, 1-2, pp. 164–175.

Contin, M., Mondini, C., Leita, L., Zaccheo, P., Crippa, L. et De Nobili, M. (2008). *Immobilisation of soil toxic metals by repeated additions of Fe(II) sulphate solution*. Geoderma, vol. 147, 3-4, pp. 133–140.

Cornu, S. et Clozel, B. 2000. *Extractions séquentielles et spéciation des éléments traces métalliques dans les sols naturels. Analyse critique*. Étude et Gestion des Sols, vol. 7 (3), pp. 179-189.

Dau, H. (1994). *Molecular Mechanisms and Quantitative Models of Variable Photosystem II Fluorescence*. Photochemistry and Photobiology, vol. 60 (1), pp. 1-23. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1111/j.1751-1097.1994.tb03937.x>

Davies, G., Ghabbour, E.A. et Steelink, C. (2001). *Humic Acids: Marvelous Products of Soil Chemistry*. Journal of Chemical Education, vol. 78 (12), 1609 p. DOI: 10.1021/ed078p1609. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1021/ed078p1609>. Consulté le 2013/08/24.

De Jonge, M., Teuchies, J., Meire, P., Blust, R. et Bervoets, L. (2012). *The impact of increased oxygen conditions on metal-contaminated sediments part I: Effects on redox status, sediment geochemistry and metal bioavailability*. Water Research, vol. 46 (7), pp. 2205-2214.

De Mut, J.E. (1999). *Basic statistics and pharmaceutical statistical applications*. New York: Library of Congress Cataloging-in-Publication Data, 534 p.

Dère, C. (2006). *Mobilité et redistribution a long terme des ETM exogènes dans les sols: application à des Luvisols pollués par 100 ans d'épandage d'eaux usées brutes dans la plaine de Pierrelaye*. Thèse de doctorat, Institut National d'Agronomie Paris-Grignon, Paris, 124 p.

Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., Belem, T. et Mbonimpa, M. (2006). *Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels*. Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], vol. 7 (2). DOI : 10.4000/vertigo.2171. Disponible à partir de : <http://vertigo.revues.org/2171?lang=pt-toc>

Desrosiers, M., Gagnon, C., Masson, S., Martel, L. et Babut, M.P. (2008). *Relationships among total recoverable and reactive metals and metalloid in St. Lawrence River sediment: Bioaccumulation by chironomids and implications for ecological risk assessment*. Science of The Total Environment, vol. 389 (1), pp. 101-114. Disponible à partir de :

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969707008728>

Dredging Operations and Environmental Research (2000). *Concepts and Technologies for Bioremediation in Confined Disposal Facilities*. Rapport ERDC TN-DOER-C11, 14 p.

Dousset, S., Morel, J.L. et Wiart, J. (1999). *Influence du chaulage sur la biodisponibilité des éléments métalliques en trace incorporés au sol lors de l'épandage de boues*. Étude et Gestion des Sols, vol. 6 (2), pp. 105-114.

Dragieva, N. (2008). *Construction d'un intervalle de confiance par la méthode bootstrap et test de permutation*. Mémoire de Maîtrise en Mathématiques, Université du Québec à Montréal, Montréal, 194 p. Disponible à partir de : <http://www.archipel.uqam.ca/953/>

Dufresne, M. 2013. *Les technologies de traitement des sols contaminés: lesquelles sont durables ?*. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 61 p.

Du Laing, G., Vanthuyne, D. R. J., Vandecasteele, B., Tack, F. M. G., et Verloo, M. G. (2007). *Influence of hydrological regime on pore water metal concentrations in a contaminated sediment-derived soil*. Environmental Pollution, vol. 147(3), pp. 615–625.

Dufresne, M. (2013). *Les technologies de traitement des sols contaminés: lesquelles sont durables ?*. Maîtrise en Environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke,

69 p. Disponible à partir de :

http://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais_2013/Dufresne_M_2013-06-18_.pdf

Efron, B. (1979). *Bootstrap Methods: Another Look at the Jackknife*. The annals of Statistics, vol. 7b(1), pp.1-26.

El Azzi, D. (2012). *Transfert de polluants organiques et inorganiques dans les hydrosystèmes en période de crue: interaction avec les matières en suspension et la matière organique*. Thèse de doctorat, Université de Toulouse 3 Paul Sabatier, Toulouse, 347 p. Disponible à partir de : <http://thesesups.ups-tlse.fr/1885/>

Elijah, I., Gbolagade, J. et Abah, S. (2008). *Variations in Heavy Metal Concentrations Following the Dredging of an Oil Well Access Canal in the Niger Delta*. Advances in Biological Research, vol. 2(5-6), p. 97-103.

Environm. (2003). *Dragage dans l'embouchure de la rivière Richelieu: étude d'impact sur l'environnement*. Société des Parcs Industriels de Sorel-Tracy Inc., Rapport (vol.1), 132p.

Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. (2007). *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application: prévention, dragage et restauration*. 39 p.

Environnement Canada. (2002). *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime. Volume 1: Directives de planification*. Environnement Canada, Direction de la Protection de l'environnement, Région du Québec, Section innovation technologique et secteurs industriels, 106 p.

Environnement Canada. (2010). Oil Properties Database. Environmental Science and Technology Center.

Environnement Canada. (2013a). *Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement: Cobalt*. Environnement Canada, 11 p.

Environnement Canada. (2013b). *Les effluents urbains sont-ils responsables de la contamination du Saint-Laurent par les métaux ?*

Disponible à partir de : <http://www.ec.gc.ca/stl/default.asp?lang=Fr&n=800B4220-1>

ETS Laboratories. 2013. Disponible à partir de [http://www.etslabs.com/analysis.aspx?id=\\$ALGEAG](http://www.etslabs.com/analysis.aspx?id=$ALGEAG)

European Commission. 2010. *Combination effects of chemicals*. Science for environment policy (21), DG Environment News Alert Service, 8 p.

Fageria, N. K., Baligar, C. et Clark, R.B. (2002). *Micronutrients in crop production*. Collection Advances in Agronomy, 185-268 p.

Fang, D., Zhang, R., Zhou, L. et Li, J. (2011). *A combination of bioleaching and bioprecipitation for deep removal of contaminating metals from dredged sediment*. Journal of Hazardous Materials, vol. 192 (1), pp. 226-233. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389411006315>

Fay, M., Agency for Toxic Substances and Disease Registry., Syracuse Research Corporation. (2005). *Toxicological profile for nickel*. U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, Ga. 351p.

Feng, T-C., Cui, C-Z., Dong, F., Feng, Y-Y., Liu, Y-D. et Yang, X-M. (2012). *Phenanthrene biodegradation by halophilic Martelella sp. AD-3*. Journal of Applied Microbiology, vol. 113 (4), pp. 779-789. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2672.2012.05386.x>

Florence, T.M. (1986). *Electrochemical approaches to trace element speciation in water: a review*. Analyst, vol. 111, p. 489-505.

Förstner, U. (1995). *Non-linear release of metals from aquatic sediments*. Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments, pp. 247-307.

Forstner, U. et Westrich, B. (2005). *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers (SEDYMO): Assessing Catchment-Wide Emission-Immission Relationships from Sediment Studies*. Journal of Soils and Sediments, vol. 5 (4), pp. 197-2000.

Frankart, C., Eullaffroy, P. et Vernet, G. (2002). *Photosynthetic responses of Lemna minor exposed to xenobiotics, copper, and their combinations*. Ecotoxicology and Environmental Safety, vol. 53 (3) pp. 439-445. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651302000039>

Fuger, D. (2011). *Mise en application de processus analytique complexe: analyse de métaux par ICP-AES*. IUT Robert Schuman, Département Chimie, 36 p

Fuhr, B. (2008). *Hydrocarbon composition of fuel products for risk assessment modeling*. Rapport final préparé pour Environnement Canada. Alberta Research Council, Fuels and Lubricants Laboratory.

Gabet, S. (2004). *Remobilisation d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique*. Thèse de doctorat, Université de Limoges, Limoges, 186 p.

Gadd, G. M. (1992). *Metals and microorganisms: a problem of definition*. FEMS Microbiology Letters, vol.100 (1-3), pp.197-203. DOI: 10.1111/j.1574-6968.1992.tb14040.x

Garnier, J. (2009). *Sources et dynamique du Chrome dans les sols ultramafiques de Niquelandia, Brésil*. Thèse de doctorat, Université Paris Sud, Paris 228 p.

Geffard, O. (2001). *Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés: évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires*. Thèse de doctorat, Université Bordeaux I, Bordeaux, 376 p.

Gentile, J.H. et van der Schalie, W.H. (2000). *Hormesis and ecological risk assessment: Fact or fantasy?*. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, vol. 6 (2), pp. 227-236. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1080/10807030009380058>. Consulté le 2013/10/24.

Giessing, A.M.B. et Johnsen, A.R. (2005). *Limited microbial degradation of pyrene metabolites from the estuarine polychaete Nereis diversicolor*. Chemosphere, vol. 61 (9), pp. 1281-1287. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653505005278>

Ginn, B.R. et Fein, J.B. (2008). *The effect of species diversity on metal adsorption onto bacteria*. Geochimica et Cosmochimica Acta, vol. 72 (16), pp. 3939-3948. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016703708003773%3E>

Gosselin, A., Blackburn, D. et Bergeron, M. (1999). *Protocole d'évaluation de la traitabilité des sédiments, des sols et des boues à l'aide des technologies minéralurgiques*. Environnement Canada, Direction de la Protection de l'Environnement, 134 p.

Graziella, M. (« ca. »1998). *La diffraction de rayon X*. Disponible à partir de : <http://aasaa.free.fr/Methodes/Dx/DiffractionX.htm>

Gros, R. (2002). *Fonctionnement et qualité des sols soumis à des perturbations physiques et chimiques d'origine anthropique: réponse du sol, de la flore et de la microflore bactérienne tellurique*. Thèse de doctorat, Chambéry, Centre interdisciplinaire scientifique de la montagne, Université de Savoie, 252 p.

Groupe d'études et d'observation sur les dragages et l'environnement. (2012). *Suivis environnementaux des opérations de dragage et d'immersion. Annexe 2: Effets et impacts des opérations de dragage et d'immersion sur l'environnement*. 59 p.

Guichot, L., Gourbeyre, Y., Vidal, A., Feliers, C., Oberti, S., Trousselle, C., Voisin, B. et Mathieu, A. (2007). *Impact de nouveaux matériaux de branchements sur le réseau intérieur: étude pilote à l'usine d'Arvigny (77). Rapport VEOLIA Environnement*, 43 p.

Guo, X., Luo, L., Ma, Y. et Zhang, S. (2010). *Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons on particulate organic matters*. Journal of Hazardous Materials, vol. 173 (1-3), pp. 130-136. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389409013387>

Han, F.X., et Banin, A. (1995). *Selective sequential dissolution techniques for trace metals in arid-zone soils: the carbonate dissolution step*. Communication in Soil Science and Plant Analysis, vol. 26 (3 et 4), pp. 553-576.

Hall, G.E.M., Vaive, J.E. et MacLaurin A.I. (1996). *Analytical aspects of the application of sodium pyrophosphate reagent in the specific extraction of the labile organic component of humus and soils*. Journal of Geochemical Exploration, vol. 56 (1), pp. 23-26.

Harder, J. (1997). *Anaerobic degradation of cyclohexane-1,2-diol by a new Azoarcus species*. Archives of Microbiology, vol. 168 (3), pp. 199-204. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1007/s002030050488>

Harraz, H.Z., Hamdy, M.M. et El-Mamoney, M.H. (2012). *Multi-element association analysis of stream sediment geochemistry data for predicting gold deposits in Barramiya gold mine, Eastern Desert, Egypt*. Journal of African Earth Sciences, vol. 68 (0), pp. 1-14. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1464343X12000556>

Hatzinger, P.B. et Alexander, M. (1995). *Effect of Aging of Chemicals in Soil on Their Biodegradability and Extractability*. Environmental Science and Technology, vol. 29, pp. 537-545.

Hazen, T.C. et Tabak, H.H. (2005). *Developments in Bioremediation of Soils and Sediments Polluted with Metals and Radionuclides : 2. Field Research on Bioremediation of Metals and Radiouclides*. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, vol. 4 (3), pp. 157-183.

Hébert, J., et Bernard, J (2013). *Bilan sur la gestion des terrains contaminés au 31 décembre 2010*. 31 p.

Hedhli, M. (2010). *Phytorestauration des sédiments de la rivière Saint-Charles et du port de Montréal contaminés aux métaux lourds et aux hydrocarbures aromatiques polycycliques*. Mémoire de Maîtrise en sciences de la terre, Université du Québec à Montréal, Montréal, 140 p.

Hudson-Edwards, K., Macklin, M. et Taylor, M. (1997). *Historic metal mining inputs to Tees river sediment*. Science of The Total Environment, vol. (194-195) (0), pp. 437-445. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969796053818>

Hummel, W., et Curti, E. (2003). *Nickel Aqueous Speciation and Solubility at Ambient Conditions: A Thermodynamic Elegy*. Monatshefte für Chemie / Chemical Monthly, vol. 134 (7), pp. 941-973. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1007/s00706-003-0010-8>

Husson, F., Lê, S. et Pagès, J. (2009). *Analyse de données avec R*. Collection Pratique de la statistique, Editeur Presses universitaires de Rennes, 224p.

Isaure, M-P. (2001). *Spéciation et transfert du Zinc dans un dépôt de sédiment de curage contaminé: évolution du profil pédologique*. Thèse de doctorat, Grenoble 1, Université Joseph Fournier, 319 p.

Iwegbue, C.M.A., Nwajei, G.E. et Isirimah, N.O. (2006). *Characteristic levels of heavy metals in sediments and dredged sediments of a municipal creek in the Niger delta, Nigeria*. Environmentalist, vol. 26, pp. 129-133.

Iwegbue, C.M.A., Emuh, F.N., Isirimah, N.O. and Egun A.C. (2007). *Fractionation, Characterization and Speciation of Heavy Metals in Composts and Compost-Amended Soils*. African Journal of Biotechnology, vol. 6 (2), pp. 067- 078.

Jacquot, F., Le Dréau, Y., Doumenq, P., Munoz, D., Guiliano, M., Imbert, G. et Mille, G. (1999). *The origins of hydrocarbons trapped in the lake of berre sediments*. Chemosphere, vol. 39 (9), pp. 1407-1419. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653599000430>

Jain, C.K. et Ram, D. (1997). *Adsorption of metal ions on bed sediments*. Hydrological Sciences Journal, vol. 42 (5), pp. 713-723. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1080/02626669709492068>. Consulté le 2013/08/24.

Jeanroy, E. et Guillet, B. (1981). *The occurrence of suspended ferruginous particles in pyrophosphate extracts of some soil horizons*. Geoderma, vol. 26, pp. 95-105.

Jo, M-S., Rene, E.R., Kim, S-H. et Park, H-S. (2008). *An analysis of synergistic and antagonistic behavior during BTEX removal in batch system using response surface methodology*. Journal of Hazardous Materials, vol. 152 (3), pp. 1276-1284. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389407011600>

Joshi, P. K., Swarup, A., Maheshwari, S., Kumar, R. et Singh, N. (2011). *Bioremediation of Heavy Metals in Liquid Media Through Fungi Isolated from Contaminated Sources*. Indian Journal of Microbiology, vol. 51 (4), pp. 482-487. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1007/s12088-011-0110-9>

Juhasz, A.L., et Naidu, R. (2000). *Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene*. International Biodeterioration & Biodegradation, vol. 45 (1-2), pp. 57-88. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964830500000524>

Kim, J.H., Gibb, H.J. et Howe, P.D. (2006). *Cobalt and inorganic cobalt compound*. WHO Library Cataloguing-in-Publications Data, 88 p.

Kirkelund, G.M., Ottosen, L.M. et Villumsen, A. (2010). *Investigations of Cu, Pb and Zn partitioning by sequential extraction in harbour sediments after electrodialytic remediation*. Chemosphere, vol. 79 (10), pp. 997-1002. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653510002985>

Kolukirik, M., Ince, O. et Ince, B. (2011). *Increment in Anaerobic Hydrocarbon Degradation Activity of Halic Bay Sediments via Nutrient Amendment*. Microbial Ecology, vol. 61 (4), pp. 871-884. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1007/s00248-011-9825-8>

Kribi, S. (2005). *Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage*. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon, 224 p.

Kukkonen, J., McCarthy, J.F. et Oikari, A. (1990). *Effects of XAD- 8 fractions of dissolved organic carbon on the sorption and bioavailability of organic micropollutants*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, vol. 19, pp. 551-557.

Lafond, J. (2010). *La fixation irréversible des métaux par la fraction silto organique des sédiments de dragage de la rivière richelieu, Sorel-Tracy, Québec*. Mémoire de Maîtrise en sciences de la terre, Université du Québec à Montréal, Montréal, 102 p.

Lahive, E., Halloran, J.O. et Jansen, M. A. K. (2011). *Differential sensitivity of four Lemnaceae species to zinc sulphate*. Environmental and Experimental Botany, vol. 71 (1), pp. 25-33. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0098847210002121>

Landrot, G., Ginder-Vogel, M. et Sparks, D.L. (2009). *Kinetics of Chromium (III) Oxidation by Manganese(IV) Oxides Using Quick Scanning X-ray Absorption Fine Structure Spectroscopy (Q-XAFS)*. Environmental Science & Technology, vol. 44 (1), pp. 143-149. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1021/es901759w>. Consulté le 2013/07/23.

Laperle, Y. et Millette, J. (1989). *Règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égouts de la municipalité de St-Ours*. 10 p

Lapointe, Felix. (2005). *Potentiel d'utilisation du bauxsolTM comme matériel réactif d'une barrière perméable pour contrôler le drainage minier acide*. Mémoire de Maîtrise en génie des mines, Université Laval, 70 p.

Larson, T.L. (1964). *Geology and mineralogy of certain manganese oxide deposits*. Economic Geology, vol. 59, pp. 54-78.

Laveuf, C., Dictor, M.C. et Saada, A. (2003). *Les métabolites des hydrocarbures aromatiques polycycliques au cours de la dégradation bactérienne*. Rapport bibliographique pour le BRGM, p. 90.

Lavoie, J. et Pelletier, M. (2003). *Vérification de la toxicité des argiles postglaciaires présentes dans le fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada Procéan

Environnement inc. (SNC Lavalin), Direction de la protection de l'environnement, 89 p.

Leahy, J.G. et Colwell, R.R. (1990). *Microbial degradation of hydrocarbons in the environment*. Microbiological Reviews, vol. 54 (3), pp. 305–315.

Lebourg, A., Sterckeman, T., Ciesielski, H. et Proix, N. (1996). *Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol*. Agronomie, vol. 16, pp. 201-215.

Leclerc, A. (2012). *Utilisation de matières résiduelles pour la restauration des carrières et sablières en fin de vie: modèles et applicabilité au Québec selon une approche de développement durable*. Mémoire de Maîtrise, Université Sherbrooke, Sherbrooke, 197 p.

Lee, E-H. et Cho, K-S. (2008). *Characterization of cyclohexane and hexane degradation by Rhodococcus sp. ECI*. Chemosphere, vol. 71 (9), pp. 1738-1744.

Disponible à partir de :
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653507015263>

Lee, S., An, J., Kim, Y-J. et Nam, K. (2011). *Binding strength-associated toxicity reduction by birnessite and hydroxyapatite in Pb and Cd contaminated sediments*. Journal of Hazardous Materials, vol. 186 (2-3), pp. 2117-2122. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389411000161>

LeGalley, E., Widom, E., Krekeler, M.P.S. et Kuentz, D.C. (2013). *Chemical and lead isotope constraints on sources of metal pollution in street sediment and lichens in southwest Ohio*. Applied Geochemistry, vol. 32 (0), pp. 195-203. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0883292712002946>

Lemière, B., Seguin, J.J., Le Guern, C., Guyonnet, D., Baranger, Ph., Darmendrail, D. et Conil, P. (2001). *Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les*

nappes. Application dans un contexte d'Évaluation Détaillée des Risques pour les ressources en eau, 103 p.

Lewis, M.A. (1995). *Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: A review*. Environmental Pollution, vol. 87 (3), pp. 319-336. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0269749194P4164J>

Liang, C., Dang, Zhi, X., B., Huang, W. et Liu, C. (2006). *Equilibrium sorption of phenanthrene by soil humic acids*. Chemosphere, vol. 63 (11), pp. 1961-1968. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653505011896>

Liu, R. et Zhao, D. (2007). *The leachability, bioaccessibility, and speciation of Cu in the sediment of channel catfish ponds*. Environmental Pollution, vol. 147 (3), pp. 593-603. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749106005641>

Long, D., Lovell, M. A., Rees, J.G. et Rochelle, C.A. (2009). *Sediment-hosted gas hydrates. New insights on natural and synthetic systems*. The Geological Society, London, vol. Special publication 319, p. 192.

Löser, C., Zehnsdorf, A., Hoffmann, P. et Seidel, H. (2006). *Bioleaching of Heavy Metal Polluted Sediment: Influence of Sediment Properties (part 2)*. Engineering Life Science, vol.6 (4), pp. 364-371.

Lucassen, E. C. H. E. T., Smolders, A. J. P. et Roelofs, J. G. M. (2002). *Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool*. Environmental Pollution, vol. 120 (3), pp. 635-646. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749102001902>

Luoma, S.N., et Rainbow, P.S. (2008). *Metal Contamination in Aquatic Environments*. Science and Lateral Management, p. 18.

Macdonald, B.C. T., Smith, J., Keene, A.F., Tunks, M., Kinsela, A. et White, I. (2004). *Impacts of runoff from sulfuric soils on sediment chemistry in an estuarine lake*. Science of The Total Environment, vol. 329 (1-3), pp. 115-130. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969704001275>

Macci, C., Doni, S., Peruzzi, E., Ceccanti, B. et Masciandaro, G. (2012). *Bioremediation of polluted soil through the combined application of plants, earthworms and organic matter*. Journal of Environmental Monitoring, vol. 14, pp. 2710-2717.

Madsen, T., et Kristensen, P. (1997). *Effects of bacterial inoculation and nonionic surfactants on degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil*. Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 16 (4), pp. 631-637. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620160405>

Magesh, N. S., Chandrasekar, N. et Vetha Roy, D. (2011). *Spatial analysis of trace element contamination in sediments of Tamiraparani estuary, southeast coast of India*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, vol. 92 (4), pp. 618-628. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771411000825>

Mamindy-Pajany, Hurel, C., Marmier, N. et Roméo, M. (2010). *Leaching tests and arsenic immobilization in contaminated harbour sediment*. European Journal of Environmental and Civil Engineering, vol. 14 (2), pp. 233-251.

Mallick, Nirupama, et Mohn, F. H. (2003). *Use of chlorophyll fluorescence in metal-stress research: a case study with the green microalga *Scenedesmus**. Ecotoxicology and Environmental Safety, vol. 55 (1) pp. 64-69. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651302001227>

Manly, B.F.J. (2013). *Statistics for environmental science and management*. Chapman & Hall/CRC (2nd Ed.) Applied Environmental Statistics, 292 p.

MARBEC Resource Consultant Ltd. (2009). *Règlement type relatif aux rejets à l'égout: document d'orientation*. MARBEK Resource Consultant Ltd., 196 p

Marot, F. (1997). *Caractérisation et traitement de sédiments de dragage contenant des polluants métalliques*. Éditions BRGM, 1998, 330 p.

Massias, D., Grossi, V. et Bertrand, J-C. (2003). *In situ anaerobic degradation of petroleum alkanes in marine sediments: preliminary results*. Comptes Rendus Geoscience, vol. 335 (5), pp. 435-439. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1631071303000622>

Masson, M., Blanc, G., Schafer, J., Parlanti, E. et Le Coustumer, P. (2011). *Copper addition by organic matter degradation in the freshwater reaches of a turbid estuary*. Science of The Total Environment, vol. 409 (8), pp. 1539-1549. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969711000593>

Mattson, M. P. et Calabrese, E. J. (2010). *Hormesis: a revolution in biology, toxicology and Medicine*. Humana Press, 214 p.

Mazhari, M. et Bahare, B. (2012). *High biomass *Chenopodium album* L. is a suitable weed for remdiation Cd-contaminated soils*. Journal of American Science, vol. 8 (1), pp. 83-86.

Mazzeo, D.E., Levy, C.E., de Angelis, Dde.F. et Marin-Morales, M.A. (2010). *BTEX biodegradation by bacteria from effluents of petroleum refinery*. Science of The Total Environment, vol. 408 (20), pp. 4334-4340. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969710006972>

Mc Laughlin, M.J., Zarcinas, B.A., Stevens, D.P. et Cook, N. (2000). *Soil testing for heavy metals*. Communication in Soils Science and Plant Analysis, vol. 31, pp. 1661-1700.

Ministère des Affaires sociales et de la Santé (2005). *Toxicité des métaux et de leurs différentes formes*. 29 p.

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. (1999). *Terrains contaminés: lignes directrices pour le traitement des sols par biodégradation, bioventilation ou volatilisation*. Ministère de l'Environnement, 34 p.

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. (2002). *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuse de source industrielle comme matériau de construction*. Ministère de l'Environnement, 46 p.

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. (2004). *Programme de dragage dans l'embouchure de la rivière Richelieu. Rapport d'analyse environnementale*, Département des évaluations environnementales, Québec, 35 p.

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. (2013). *Directive pour la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement d'un projet de dragage, de creusage ou de remblayage en milieu hydrique*. Direction générale de l'évaluation environnementale, 29 p.

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. (2008a). *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 1 – Généralités*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 58 p.

Disponible à partir de :
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/evaluations/documents/Dragage.pdf>

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, Faune et des Parcs. (2008b). *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 3 – Échantillonnage des eaux souterraines*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 83 p. Disponible à partir de : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/guides_ech.htm

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, Faune et des Parcs. (2010). *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 5 – Échantillonnage des sols, Québec*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Édition courante, 66 p. Disponible à partir de : <http://wceaeq/documents/publications/echantillonnage.htm>

Mirhani, N. (2007). *Essai d'analyse écogéographique de la végétation sectorielle du Fiherenana*. Mémoire de Maîtrise en géographie, Université de Toliara, Madagascar, 105 p.

Modak, D.P., Singh, K.P., Chandra, H. et Ray, P.X. (1992). *Mobile and Bound Forms of Trace Metals in Sediments of the Lower Ganges*. Water Research, vol.26, p.1541-1548.

Monestiez, P. (2010). *Model-based geostatistics for wildlife population monitoring: Northwestern Mediterranean fin whale population and other case studies*. INRA, Avignon, France, 28 p.

Montes, C.R., Lucas, Y., Pereira, O.J.R., Achard, R., Grimald, U.M., Melfi, A.J. (2011). *Deep plant-derived carbon storage in Amazonian podzols*. Biogeosciences, vol. 8, pp.113-120.

Muijs, B. et Jonker, M.T. (2011). *Assessing the Bioavailability of Complex Petroleum Hydrocarbon Mixtures in Sediments*. Environmental Science & Technology, vol. 45

(8), pp. 3554-3561. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1021/es103855a>. Consulté le 2013/07/31.

Musat, F., Wilkes, H., Behrends, A., Woebken, D. et Widdel, F. (2010). *Microbial nitrate-dependent cyclohexane degradation coupled with anaerobic ammonium oxidation*. The ISME journal, vol. 4(10), pp. 1290-1301.

Naville, D., Pinteaur, C., Vega, N., Menade, Y., Vigier, M., Le Bourdais, A., Labaronne, E., Debar, C., Luquain-Costaz, C., Bégeot, M., Vidal, H. et Le Magueresse-Battistoni, B. (2013). *Low-dose food contaminants trigger sex-specific, hepatic metabolic changes in the progeny of obese mice*. FASEB Journal, DOI : 10.1096/fj.13-231670.

Negraia, G. (2010). *Impact écotoxicologique des hydrocarbures monoaromatiques dans l'environnement au Canada*. Mémoire de Maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 99 p.

Neilson, A.H. et Allard, A. S. (2008). *Environmental Degradation and Transformation of Organic Chemicals*. CRC Press, Taylor & Francis Group 1047 p.

Nelson, N. et Yocum, C. F. 2006. *Structure and Function of Photosystems I and II*. The Annual Review of Plant Biology, vol. 57, pp. 521-565.

Nolin, M.C. et Lamontagne, L. (1990). *Étude pédologique du comté de Richelieu (Québec): Description et classification des séries de sol*. Agriculture Canada Direction générale de la recherche. vol. 2, 115 p.

Okoh, A. (2006). *Biodegradation alternative in the cleanup of petroleum hydrocarbon pollutants*. Biotechnology and Molecular Biology Review, vol. 1 (2), pp. 38-50.

Pan, B., Ghosh, S. et Xing, B.S. (2007). *Nonideal binding between dissolved humic acids and polyaromatic hydrocarbons*. Environmental Science and Technology, vol.

41, pp. 6472-6478.

Painchaud, J. (1997). *La qualité de l'eau et des rivières du Québec: état et tendances*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, 67 p.

Panaiva, L. (2006). *Les Techniques Chromatographiques: orientées sur les matériaux composites*. Conférence Eurocopter, p. 13.

Panich-Pat, T., Pokethitiyook, P., Kruatrachue, M., Upatham, E. S., Srinives, P. et Lanza, G. R. (2004). *Removal of Lead from Contaminated Soils by Typha Angustifolia*. Water, Air, and Soil Pollution, vol. 155 (1-4), pp. 159-171. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1023/B%3AWATE.0000026523.96599.6b>

Park, J. H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N. et Chung, J.W. (2011). *Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils*. Journal of Hazardous Materials, vol. 185 (2-3), pp. 549-574.

Park, J-S., Brown, M.T. et Han, T. (2012). *Phenol toxicity to the aquatic macrophyte Lemna paucicostata*. Aquatic Toxicology, vol. 106 (1-7), pp. 182-188. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166445X11002773>

Pelletier, E., Desbiens, I., Sargian, P., Côté, N., Curtosi, A. et St-Louis, R. (2009). *Présence des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les compartiments biotiques et abiotiques de la rivière et du fjord du Saguenay*. Journal of Water Science, vol. 22 (2), pp. 235-251.

Pelletier, M. (2008). *Évolution spatiale et temporelle de la dynamique et de la géochimie des sédiments du lac Saint-Pierre*. Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau – région du Québec Environnement Canada – Sciences et technologie.

Pelletier, M. (2013). *Qualité des sédiments du Saint-Laurent: Retour à la case départ : Rendez-vous Saint-Laurent*. Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau, Environnement Canada, 20 p.

Pelmont, J. (2005). *Biodégradations et métabolismes : Les bactéries pour les technologies de l'environnement*. Collection Grenoble sciences, Éditeur EDP Sciences, 798 p.

Pereira de Oliveira, L.C. (2013). *Développement d'une méthodologie de modélisation cinétique de procédés de raffinage traitant des charges lourdes*. Thèse de doctorat, École Normale Supérieure de Lyon, Lyon, 473 p.

Perreault, F. (2008). *Inhibition de la photochimie des photosystèmes II et I et modification de la dissipation d'énergie induites par le dichromate et l'aluminium chez des algues vertes*. Mémoire de Maîtrise en chimie, Université du Québec à Montréal, Montréal, 139 p.

Perreault, F., Oukarroum, A., Pirastru, L., Sirois, L., Matias, W.G. et Popovic, R. (2010). *Evaluation of Copper Oxide Nanoparticles Toxicity Using Chlorophyll a Fluorescence Imaging in Lemna gibba*. Journal of Botany, vol. 2010, p. 9.

Pignatello, J. (1998). *Soil organic matter as a nanoporous sorbent of organic pollutants*. Advances in Colloid and Interface Science, vol. 76-77, pp. 445-467.

Plante, K. (2005). *La gestion commerciale des sols contaminés excavés au Québec*. Mémoire de Maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 120 p.

Praharaj, T., et Fortin, D. (2004). *Determination of Acid Volatile Sulfides and Chromium Reducible Sulfides in Cu-Zn and Au Mine Tailings*. Water, Air, and Soil Pollution, vol. 155 (1-4), pp. 35-50. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1023/B%3AWATE.0000026526.26339.c3>

Prince, R.C., McFarlin, K.M., Butler, J.D., Febbo, E. J., Wang, F.C. et Nedwed, T.J. (2013). *The primary biodegradation of dispersed crude oil in the sea*. Chemosphere, vol. 90 (2), pp. 521-526. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653512010582>

PROCEAN (2003). *Programme décennal de dragage à la marina de Saurel – Rapport principal de l'étude d'impact sur l'environnement*. Ministère de l'Environnement, 68 p.

PROCEAN. (2004). *Programme décennal de dragage à la marina de Saurel – Rapport complémentaire à l'étude d'impact sur l'environnement*. Ministère de l'Environnement, 68 p.

Provencher, M. (1982). *Fixation du zinc sur la kaolinite, la montmorillonite et sur un sédiment du fleuve Saint-Laurent*. Mémoire de Maîtrise en sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières , 108 p.

Prud'homme, F. et Brochu, M. (2008). *Dragage au port de Sorel-Tracy: une opération respectueuse de l'environnement !*. Vecteur Environnement, p. 3.

Quevauviller, P., Rauret, G., Lopez-Sanchez, J.F., Rubio, R., Ure, A. et Muntau, H. (1997). *Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) following a threestep sequential extraction procedure*. Science of Total Environment, vol. 205, pp. 223-234.

Rakotomalala, R. (2011). *Tests de normalité: techniques empiriques et tests statistiques*. 59 p.

Ramaroson, J. (2008). *Calcination des sédiments de dragage contaminés. Études des propriétés physico-chimiques*. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon, 169 p.

Rasmussen, A.D., et Andersen, O. (1999). *Cadmium transfer between water and sediments studied in laboratory experiments and with a computer model*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, vol. 63, pp. 720-727.

Ravat, C., Monteil-Rivera, F. et Dumonceau, J. (2000). *Metal Ions Binding to Natural Organic Matter Extracted from Wheat Bran: Application of the Surface Complexation Model*. Journal of Colloid and Interface Science, vol. 225 (2), pp. 329-339. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021979700967821>

RECORD. (2007). *État des connaissances sur le devenir des polluants organiques dans les sols lors de la biodégradation naturelles et après biotraitements: identification des composés «métabolites» et des cinétiques*. Rapport n°05-0513/1A, 148 p.

Ressources naturelles Canada. (2010). *Livret de renseignements sur la certification et la préparation relatives aux évaluations*. Gouvernement du Canada. Rév. 3 Disponible à partir de : <http://www.rncan.gc.ca/mineraux-metaux/essais-non-destructifs/demande/4024>

Ricard, M., et Saumure, L. (2003). *Portrait des activités de dragage sur le Saint-Laurent : Les aspects administratifs, économiques et sociaux*. Rapport final préparé pour le ministère des Transports du Québec: 113 p.

Rieussec, E. (2008). *Analyse comparative des différents modes de gestion des sédiments de dragage en milieux terrestre et marin*. Mémoire de Maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 116 p.

Robert, M., et Juste, C. (1999). *Enjeux environnementaux et industriels: Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol*. Les Cahiers du Club Crin, Paris, pp. 15-37.

Rocher, V., et Moilleron, R. (2001). *Identification des sources d'hydrocarbures en milieu urbain: approche automatisée*. Rapport d'activité du PIREN, p. 15.

Rollin, C., Quiot, F., Denys, S. et Bureau, J. (2005). *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques: Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines*. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Rapport d'étude Ineris N°66244-DESP-R02, 108p.

Rousson, V. 2013. Statistique appliquée aux sciences de la vie. Coll. «Collection statistique et probabilités appliquées»: Springer, 317 p.

Saed, K.A., Eisazadeh, A. et Kassim, K.A. (2012). *Lime Stabilized Malaysian Lateritic Clay Contaminated by Heavy Metals*. EJGE, vol. 17, pp. 1807-1816.

Saint-Laurent, S., Burelle, S. et Ouellette, H. (2011). *Lignes directrices sur la gestion des matières résiduelles et des sols contaminés traités par stabilisation et solidification*. Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs. Québec: 40 p.

Saison, C. (2009). *Application des paramètres photosynthétiques dans l'évaluation de la toxicité des métaux*. Mémoire de Maîtrise en environnement, Université du Québec à Montréal, Montréal, 129 p.

Salomons, W. et Stigliani, W. (1995). *Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments: Risk Assessment of Delayed and Non-Linear Responses*. Springer (1st Ed.), Environmental Science and Engineering / Environmental Science, 352 p.

Sarret, G. (1998). *Biogéochimie structurale du zinc et du plomb par spectroscopie EXAFS: Interaction avec des acides humiques, des parois cellulaires de champignon, et des lichens*. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble I, 189 p.

Saulnier, I. et Gagnon, C. (2006). *Background levels of metals (Cr, Cu and Ni) in St. Lawrence River sediments: implications for sediment quality criteria and*

environmental management. Integrated Environmental Assessment and Management vol. 2 (2), pp. 126-141.

Saulnier, I. et Gagnon, C. (2003). *Concentrations naturelles et spéciation chimique des métaux dans les sédiments du Saint-Laurent : Incidence sur l'application des critères et la gestion des sédiments*. Centre Saint-Laurent Environnement Canada – Région du Québec, Rapport déposé au Groupe de travail sur la gestion intégrée du dragage et des sédiments, Plan d'action Saint-Laurent – volet Navigation, 10 p.

Schlautman, M.A. et Morgan, J.J. (1993). *Effects of aqueous chemistry on the binding of polycyclic aromatic hydrocarbons by dissolved humic materials*. Environmental Science and Technology, vol. 27, pp. 961-969.

Sedoud, A. (2011). *Transfert d'électron dans le photosystème II*. Thèse de doctorat, Université Paris Sud-11, Paris, 208 p.

Seidel, H. Löser, C., Zehnsdorf, A., Hoffmann, P. et Schmerold, R. (2004). *Bioremediation process for sediments contaminated by heavy metals : feasibility study on a pilot scale*. Environmental Science Technology, vol. 38, pp. 1582-1588.

Sepic, E., Bricelj, M. et Leskovsek, H. (2003). *Toxicity of fluoranthene and its biodegradation metabolites to aquatic organisms*. Chemosphere, vol. 52 (7), pp. 1125-1133. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653503003217>

Serpaud, B., Al-Shukry, R., Casteignau, M. et Matejka, G. (1994). *Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment*. Éditeur Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE), Revue des sciences de l'eau, vol. 7 (4), pp. 343-365. DOI : 10.7202/705205ar

Silitonga, E. (2010). *Valorisation des sédiments marins contaminés par solidification/stabilisation à base de liants hydrauliques et de fumée de silice*. Thèse de doctorat en Génie civil, Université de Caen, Caen, 230 p.

Silva, L.F.O., Fdez- Ortiz de Vallejuelo, S., Martinez-Arkarazo, I., Castro, K., Oliveira, M.L.S., Sampaio, C.H., de Brum, Irineu A. S., de Leão, F., Taffarel, S.R. et Madariaga, J.M. (2013). *Study of environmental pollution and mineralogical characterization of Sediment Rivers from Brazilian coal mining acid drainage*. Science of The Total Environment, vol. 447 (0), pp. 169-178. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969712015550>

Simarro, R., González, N., Bautista, L.F. et Molina M.C. (2013). *Biodegradation of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by a wood-degrading consortium at low temperatures*. FEMS Microbiology Ecology, vol. 83 (2), pp. 438-449. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1111/1574-6941.12006>

Singer, M.J. et Munns, D.N. (1996). *Soils : an introduction*. 3^{ème} édition, Prentice-Hall Inc., New Jersey (USA), 488 p.

Sinha, R. K., Valani, D., Sinha, S., Singh, S. et Herat, S. (2009). *Bioremediation of contaminated sites: a low-cost nature's biotechnology for environmental clean up by versatile microbes, plants and earthworms*. Solid Waste Management and Environmental Remediation, 69 p.

Singh, A., Parmar, N., Kuhad, R.C. et Ward, O.P. (2011). *Bioaugmentation, Biostimulation, and Biocontrol in Soil Biology*. Bioaugmentation, Biostimulation and Biocontrol, vol. 28, pp. 1-23, Disponible à partir de : http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-19769-7_1

Singh, B. R. et Oste, L. (2001). *In situ immobilization of metals in contaminated or naturally metal-rich soils*. Environmental Reviews, vol. 9 (2), pp. 81-97. Disponible à

partir de : <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/a01-002>. Consulté le 2013/08/31.

Sirven, J. B. (2007). *Détection des métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS)*. Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1, Bordeaux, 252 p.

SNC LAVALIN. (2010). *Marina de Saurel Inc.: plan de caractérisation complémentaire des sédiments des parcs nautiques à Sorel*. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 24 p.

Soltani, M. (2004). *Distribution lipidique et voies métaboliques chez quatre bactéries Gram-négatives hydrocarbonoclastes. Variation en fonction de la source de carbone*. Thèse de doctorat, Université Paris 6, Paris, 284 p.

Sormunen, A.J., Leppänen, M.T. et Kukkonen, J.V.K. (2009). *Examining the role of temperature and sediment-chemical contact time on desorption and bioavailability of sediment-associated tetrabromodiphenylether and benzo(a)pyrene*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 72, pp. 1234-1241.

Soucy, G. (2010). *Développement d'un indicateur d'évaluation des impacts potentiels sur la santé humaine: application aux émissions de HAP prioritaires dans la région des Grands Lacs et du St-Laurent*. Mémoire de Maîtrise, Département de génie chimique, École polytechnique de Montréal, Montréal, 136 p.

Sun, R., Jin, J., Sun, G., Liu, Y. et Liu, Z. (2010). *Screening and degrading characteristics and community structure of a high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacterial consortium from contaminated soil*. *Journal of Environmental Sciences*, vol. 22 (10), pp. 1576-1585. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074209602928>

Supelco. (1998). *Guide to solid phase extraction*. 12 p.

Sutherland, D. A. (2000). *The Latest in Fire Debris Analysis - GC/MS/MS*. Activation Laboratories Ltd (Actlabs). Presented at the FRENZY Conference (Forensic Sciences & Crime Scene Technology), Washington D.C., DC. Disponible à partir de : <http://www.actlabs.com/page.aspx?page=362&app=225&cat1=548&tp=12&lk=no&menu=65>

Tam, N.F.Y. et Wong, Y. S. (1996). *Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater*. Environmental pollution, vol. 94 (3), pp. 283-291.

Taylor, T. (2011). *Conceptual diagram of ICP-AES*. Disponible à partir de : <http://www.tyeenandmaz.com/wp-content/uploads/2011/05/ICP-diagram.jpg>

Tessier, A. (1979). *Sequential extraction procedure for speciation of particulate trace metals*. Analytical chemistry, vol. 51, p. 844-850.

Tessier, D. (1994). *Rôle de l'eau sur les propriétés physiques des sols*. Sécheresse, vol. 5 (3), pp. 143-150.

Thompson, A., Chadwick, O. A., Rancourt, D. G., and Chorover, J. (2006). *Iron-oxide crystallinity increases during soil redox oscillations*. Geochimica et Cosmochimica Acta, vol. 70 (7), pp. 1710–1727.

Thornton, I. (1999). *Bioavailability of trace metals in the foodchain*. In Proceedings of the 5Th International Conference on the Biochemistry of Trace Elements (sous la dir. de Wenzel, W.W., Adriano, D.C., Alloway, B., Doner, H.E., Keller, C., Lepp, N.W., Mench, M., Naidu, R. et Pierzynski, G.M), Vienna, Austria.

Thybaud, E. (2004). *Des bioessais aux études de terrain: les outils de caractérisation de l'écotoxicité*. INERIS, Pôle « dangers et impact sur le vivant », Direction des risques chroniques, 22 p.

Tica, D., Udovic, M. et Lestan, D. (2011). *Immobilization of potentially toxic metals using different soil amendments*. Chemosphere, vol. 85 (4), pp. 577-583. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653511007430>

Toniazzo, V. (1998). *Approche des mécanismes d'oxydation de la pyrite par Thiobacillus ferrooxidans grâce à la modélisation morpho-chimique de la surface minérale: rôle fondamental des phses superficielles oxydées*. Centre National de la Recherche Scientifique, Nancy, 226 p.

Torslov, J. et Kortegaard, P. (2012). *Risk characterization of nickel in sediments*. Draft prepared for Danish Environmental Protection Agency, 80 p.

Toyama, T., Furukawa, T., Maeda, N., Inoue, D., Sei, K., Mori, K., Kikuchi, S. et Ike, M. (2011). *Accelerated biodegradation of pyrene and benzo[a]pyrene in the Phragmites australis rhizosphere by bacteria, Airroot exudate interactions*. Water Research, vol. 45 (4), pp. 1629-1638. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410008249>

Tian, W., Li, L., Liu, F., Zhang, Z., Yu, G., Shen, Q. et Shen, B. (2012). *Assessment of the maturity and biological parameters of compost produced from dairy manure and rice chaff by excitation-emission matrix fluorescence spectroscopy*.

Trakal, L., Neuberg, M., Tlustos, P., Szakova, J., Tejnecky, V. et Drabek, O. (2011). *Dolomite limestone application as a chemical immobilization of metal-contaminated soil*. Plant Soil and Environment, vol. 57 (4), pp. 173-179.

Tran, N. T. 2009. *Valorisation des sédiments marins et fluviaux en technique routière*. Thèse de doctorat, Département Génie Civil et Environnemental, École des mines de Douai, Douai, 225 p.

Truchon, G., Tardif, R., Lavoué, J., Drolet, D., Lévesque, M. et Boucher, J. (2012). *Guide de surveillance biologique de l'exposition: Stratégie de prélèvement et interprétation des résultats*. Guide technique T-03, 101 p.

Tsai, J-C., Kumar, M. et Lin, J-G. (2009). *Anaerobic biotransformation of fluorene and phenanthrene by sulfate-reducing bacteria and identification of biotransformation pathway*. Journal of Hazardous Materials, vol. 164 (2-3), pp. 847-855. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438940801296X>

Ubani, O. (2012). *Compost bioremediation of oil sludge by using different manures under laboratory conditions*. Mémoire de Maîtrise en sciences de l'environnement, Université d'Afrique du Sud, Pretoria, 161 p

United States Environment Protection Agency. (1980). *Ambient Water Quality Criteria for Zinc. Criteria and Standards Division*. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, Washington, 165 p.

United States Environmental Protection Agency (1997). *Innovative uses of compost: Bioremediation and Pollution Prevention*. 6 p. Disponible à partir de : <http://www.epa.gov/compost/pubs/bioremed.pdf%3E>.

United States Environmental Protection Agency (2005). *Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites*. 207 p.

Ure, A.M., Davidson, C.M. et Thomas, R.P. (1995). *Single and sequential extraction schemes for trace metal speciation in soil and sediment*. Quality assurance for environmental analysis. Method evaluation within the measurements and testing programme (BCR). Elsevier, vol. 17, pp. 505-523.

U.S. Army Corps of Engineers (1987). *Environmental Effects of Dredging: Technical Notes*. Waterway Experiment Station, 8 p.

U.S. Army Corps of Engineers (1997). *Beneficial use of contaminated dredged material from Hamlet City Lake*. Proceedings: International Workshop on Dredged Material Beneficial Uses, M.C. Landin, Waterway Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, USA, 69 p.

US EPA Clean up information Network (2012). *Soil Sampling and Decision Making Using Incremental Sampling Methodology (ISM). Part 1: Principles, Systematic Planning, and Statistical Design*. Interstate Technology and Regulatory Council, 123 p.

Van Damme, A., Degryse, F., Smolders, E., Sarret, G., Dewit, J., Swennen, R., and Manceau, A. (2010). *Zinc speciation in mining and smelter contaminated overbank sediments by exafs spectroscopy*. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 74 (13), pp. 3707–3720.

Van Olphen, H. et Fripiat, J.J. (1979). *Data Handbook for Clay Minerals and Other Non-Metallic Minerals*. New York: Pergamon Press, 346 p.

Vansimaey, C. (2011). *Comportement à long terme de dépôt de sédiment de curage: approche mécanistique du transfert de métaux en milieux poreux non saturé*. Thèse de doctorat, École des Mines de Douai, Douai, 215 p.

Vargas-Garcia, M.C., Lopez, M.J., Suarez-Estrella, F. et Moreno, J. (2012). *Compost as a source of microbial isolates for the bioremediation of heavy metals: In vitro selection*. *Science of The Total Environment*, vol. 431 (0), pp. 62-67. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969712006730>

Vega, F. A., Covelo, E. F. et Andrade, M. L. (2011). *Applying freundlich, langmuir and temkim models in Cu and Pb soil sorption experiments*. Spanish journal of soil science, vol. 1 (1), pp. 20-37.

Vega, F. A., Covelo, E. F., Andrade, M. L. et Marcet, P. (2004). *Relationships between heavy metals content and soil properties in minesoils*. Analytica Chimica Acta, vol. 524 (1-2), pp. 141-150. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003267004008438>

Vincent, M. (2006). *Études des effets toxiques des ions métalliques du cadmium sur la formation et l'activité des photosystèmes chez l'algue unicellulaire Chlamydomonas reinhardtii*. Mémoire de Maîtrise en chimie, Université du Québec à Montréal, Montréal, 143 p.

Walter, U., Beyer, M., Klein, J. et J., Rehm H. (1991). *Degradation of pyrene by Rhodococcus sp. UWL*. Applied Microbiology and Biotechnology, vol. 34, pp. 671-676.

Wang, F., Chen, J. et Forsling, F. (1997). *Surface properties of natural aquatic sediments*. Water Ressources, vol. 31, pp. 1796-1800.

Wang, X. et Li, Y. (2011). *Measurement of Cu and Zn adsorption onto surficial sediment components: new evidence for less importance of clay minerals*. Journal of Hazardous Materials, vol. 189 (3) (1873-3336) (Electronic), pp. 719-723. DOI : 10.1016/j.jhazmat.2011.03.045.

Yuan, S. Y., Chang, J. S., Yen, J. H. et Chang, B-V. (2001). *Biodegradation of phenanthrene in river sediment*. Chemosphere, vol. 43 (3), pp. 273-278. Disponible à partir de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653500001399>

Yvon, Y. (2010). *Développement d'une méthode de décontamination active des sédiments portuaires pollués en tributylétain par électromigration*. Thèse de doctorat, Université de Pau et des pays de l'Adour, Pau, 298 p.

Zachara, J.M., Girvin, D.C, Schmidt, R.L et Resch, C.T. (1987). *Chromate adsorption on amorphous iron oxyhydroxide in presence of major ground water ions*. Environmental Science & Technology, vol. 21, pp. 589-594.

Zachara, J.M., Cowan, C.E., Schmidt, R.L. et Ainsworth, C.C. (1988). *Chromate adsorption on kaolinite*. Clays Clay Mineralogy, vol. 36, pp. 317-326.

Zegmout, M., Eladdouli, J., Chahlaoui, A., Demnati, S. et Chafi, A. (2011). *Bioaccumulation de quelques métaux lourds (Zn, Fe, Cu, Pb, Cd) chez la petite prairie au niveau de l'Embouchure de la Moulouya (Maroc Nord Oriental)*. ScienceLib, Éditions Mersenne, vol. 3 (111212), p. 21.

Zhang, J. et He, M. (2010). *Effect of structural variations on sorption and desorption of phenanthrene by sediment organic matter*. Journal of Hazardous Materials, vol. 15, pp. 432-438.

Zhang, M. et Reardon, E.J. (2003). *Removal of B, Cr, Mo, and Se from Wastewater by Incorporation into Hydrocalumite and Ettringite*. Environmental Science & Technology, vol. 37 (13), pp. 2947-2952. Disponible à partir de : <http://dx.doi.org/10.1021/es020969i>. Consulté le 2013/07/23.

Zhao, H. (2011). *Analyse de la matière organique et ses propriétés dans l'environnement naturel en spectroscopie de fluorescence 3D traitée par PARAFAC*. Thèse de doctorat, Université du Sud Toulon-Var, Toulon-Var, 169 p.

Zhong, Y., Luan, T., Lin, L., Liu, H. et Tam, N.F.Y. (2011). *Production of metabolites in the biodegradation of phenanthrene, fluoranthene and pyrene by the mixed culture of Mycobacterium sp. and Sphingomonas sp.* Bioresource Technology,

vol. 102 (3), pp. 2965-2972. Disponible à partir de :
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852410016457>

Zhou, Y. (2009). *Evaluation de la biodisponibilité des métaux dans les sédiments*. Rapport d'étude. Agence de l'Eau Artois-Picardie et Université des Sciences et Technologies de Lille I, UMR Géosystèmes, 33 p.

Zhou, Y. et Haynes, R. J. (2010). *Sorption of heavy metals by inorganic and organic components of solid wastes : significance to use of wastes as low-cost asorbents and immobilizing agents*. Critical Reviews in Environmental Science et Technology, vol. 40 (11), pp. 909-977.

Zoumis, T., Schmidt, A., Grigorova, L. et Calmano, W. (2001). *Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation*. The Science of the Total Environment, vol. 266, pp. 195-202.

Lois et règlements particuliers :

Loi sur la protection des eaux navigables. L.R.C. 1985, ch. N-22

Disponible en ligne : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/N-22.pdf%3E>

Loi sur les pêches. L.R.C 1985, ch. F-14

Disponible en ligne : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/F-14.pdf%3E>

Loi canadienne sur la protection de l'environnement. L.C. 1999, ch.33

Disponible en ligne : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/C-15.31.pdf%3E>

Loi sur les espèces en péril. L.C. 2002, ch. 29

Disponible en en ligne : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/S-15.3.pdf%3E>

Loi canadienne sur l'évaluation environnementale. L.C. 2012, ch.19, art.52

Disponible en ligne : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/C-15.21.pdf%3E>

Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune. L.R.Q, chap.C-61.1.

Disponible en ligne :

[http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2
&file=/C_61_1/C61_1.html%3E](http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/C_61_1/C61_1.html%3E)

Loi sur la qualité de l'environnement. L.R.Q., chap. Q-2

Disponible en ligne :

[http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2
&file=/Q_2/Q2.htm%3E](http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/Q_2/Q2.htm%3E)

Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés. R.R.Q, c.Q-2, R.18

Disponible en ligne :

[http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3
&file=/Q_2/Q2R18.HTM%3E](http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R18.HTM%3E)

Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement. R.R.Q, c.Q-2, R.23

Disponible en ligne :

[http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3
&file=/Q_2/Q2R23.HTM%3E](http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R23.HTM%3E)

Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles. c. Q-2, r. 19

Disponible en ligne :

[http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3
&file=/Q_2/Q2R19.HTM%3E](http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R19.HTM%3E)

Règlement sur la persistance et la bioaccumulation. SOR/2000-107

Disponible en ligne :

<http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2000-107/index.html%3E>

Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés. R.R.Q, c.Q-2, R.46

Disponible en ligne :

http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R46.HTM%3E

Règlement sur les carrières et sablières. c, Q-2, r.2

Disponible en ligne :

http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R7.htm%3E

Règlement sur les déchets solides.R.Q. c. Q-2, r.3.2

Disponible en ligne :

http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R13.HTM%3E

Règlement sur les matières dangereuses. R.Q. c. Q-2, r.15.2

Disponible en ligne :

http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R32.HTM%3E